



Examensarbeten

2007:4

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Vattenkvalitén i Fredstorpsbäcken – dikad bäck på fastigheten Rämningstorp i Skara kommun



Malin Svensson

I denna rapport redovisas ett examensarbete utfört vid Institutionen för skogens ekologi och skötsel, skogsvetenskapliga fakulteten, SLU. Arbetet har handledts och granskats av handledaren, och godkänts av examinator. För rapportens slutliga innehåll är dock författaren ensam ansvarig.

This report presents an MSc thesis at the Department of Forest Ecology and Management, Faculty of Forest Sciences, SLU. The work has been supervised and reviewed by supervisors, and been approved by the examiner. However, the author is the sole responsible for the content.

SLU
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
901 83 UMEÅ

Fastigheten Rämningstorp, i norra Västergötland cirka 2,5 mil nordväst om Skövde, förvaltas av Skogssällskapet i Skövde. För att förhindra minskad skogsproduktivitet på Rämningstorp skedde en dikesrensning av Fredstorpsbäcken i september 1999. Grumling uppstod i samband med rensningarna och ärendet anmälades till Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Syftet med detta examensarbete var att analysera det suspenderade material som tidvis förekom i Fredstorpsbäcken, samt att försöka förklara varför grumlingen uppstod. Initiala hypoteser för grumlingen av vattnet i Fredstorpsbäcken antogs vara: 1) att den antingen huvudsakligen bestod av en kemisk/biokemisk utfällning, eller 2) att den huvudsakligen utgjordes av levande och döda alger eller bakterier och alltså var av biologiskt ursprung.

Resultaten från mark- och vattenprover från området samt mikroskop- och elementanalyser av suspenderat och sedimenterat material från bäcken indikerar att en pågående process av biokemisk utfällning av järnockra sker i Fursjön och Fredstorpsbäcken. Orsakerna till detta kopplas till dels naturliga förekomster av järn i det aktuella området, men också en tillfällig förändring av hydrologin som ett resultat av dikesrensningen och hyggesupptagning på omgärdande marker till Fursjön. Detta, i kombination med den igenväxning av Fursjön som sker idag, antas ha skapat en mycket gynnsam miljö för järnbakterier som är katalysatorerna för den biokemiska oxidationen av reducerat järn. Grumlingen i Fredstorpsbäcken verkar således bestå av en blandning av biokemisk utfällda järnoxider och av de järnbakterier som utför oxidationen av järnet.

Nyckelord: dikesrensning, järnbakterier, järnockra, sötvattenkemi, sötvattensekologi, dikning

The Water Quality in Fredstorpsbäcken - a small stream in Rämningstorp, Southern Sweden

The estate of Rämningstorp in the region of Västergötland in southern Sweden is administered by the holding trust company Skogssällskapet i Skövde. In 1999 measures were taken by Skogssällskapet to drain the stream Fredstorpsbäcken as a means to increase the forest productivity of the surrounding lands, which are situated on the estate of Rämningstorp. Almost immediately after the drainage, the streamwater turned turbid and a landowner downstream reported the issue to the county administrative board of the region.

The aim of this thesis was firstly to analyse the suspended matter that appeared during summer/autumn and secondly to explain why it came to be. Initial hypotheses for the explanation to the greyish turbid water were that it was either 1) a chemical/biochemical precipitate, or 2) an bacterial/algal blooming.

The results from soil- and water samples from the area indicated that the peat surrounding the river and the lake Fursjön, has intermediate levels of nitrogen, but high level of ash constituents and relatively high pH values. The water in the stream and the lake also showed high pH and alkalinity, but no signs of an ongoing leaching of mineral nitrogen or phosphorus from the surrounding peat. High levels of iron were found, especially in small secondary streams from the peaty lands and also further downstream in Fredstorpsbäcken. Microscope studies of water and sediment material from Fredstorpsbäcken and element analyses of this material, indicated an ongoing process of biochemical precipitation of iron oxides conducted by iron oxidizing bacteria in the lake and the main stream.

The observed phenomenon is probably connected to natural presence of iron in the specific area and to a temporary change in the groundwater hydrology close to the stream, as a result of the ditching in 1999 and clear cutting of forests surrounding the lake Fursjön. This, combined with the fact of dense vegetation in and surrounding the shallow lake, creates a very favourable environment for iron oxidizing bacteria. The turbid waters of the stream Fredstorpsbäcken thus seems to be a result of the biochemical precipitation of iron oxides and the bacteria conducting the oxidation.

Key words: ditching, drainage, freshwater chemistry, freshwater ecology, iron oxides, iron oxidizing bacteria

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	7
1. INLEDNING.....	8
1.1. Hypoteser och syfte.....	8
2. BAKGRUND - FALLSTUDIE.....	9
2.1. Markavvattning.....	9
2.2. Lagstiftning.....	9
2.3. Fursjön och Fredstorpsbäcken.....	10
2.3.1. Historik.....	10
2.3.2. Områdesbeskrivning.....	11
2.3.3. Geologi.....	11
2.3.4. Jordtacket.....	11
2.3.5. Fursjöns torvområde.....	12
3. VETENSKAPLIG BAKGRUND.....	13
3.1. Kemisk/biokemisk utfällning som hypotes.....	13
3.1.2. Kalkhaltiga kemiska sediment.....	13
3.1.3. Järnhaltiga kemiska sediment.....	14
3.2. Biologisk grumling som hypotes.....	14
3.2.1. Järnbakterier.....	15
3.2.2. Diatomeér.....	15
3.2.3. Chrysophyta.....	16
4. METODER.....	17
4.1. Provtagning.....	17
4.1.1. Markprover.....	17
4.1.2. Vattenprover.....	18
4.2. Provbehandling och kemiska analyser.....	20
4.2.1. Markprover.....	20
4.2.2. Vattenprover.....	21
4.3. Statistiska metoder.....	21
5. RESULTAT.....	22
5.1. Markprover.....	22
5.2. Vattenprover.....	22
5.2.1. pH, alkalinitet och TOC.....	23
5.2.2. Kväve och fosfor.....	25
5.2.3. Järn, kalcium och kisel.....	27
5.2.4. Magnesium, mangan, kalium och natrium.....	30
5.3. Mikroskop- och elementanalyser av suspenderat och sedimenterat material.....	32
6. DISKUSSION.....	34
6.1. Markprover.....	34
6.2. Vattenprover.....	34
6.2.1. pH, alkalinitet och TOC.....	34
6.2.2. Kväve och fosfor.....	36
6.2.3. Järn, kalcium och kisel.....	37
6.2.4. Magnesium, mangan, kalium och natrium.....	39
6.3. Slutsatser.....	39
LITTERATURFÖRTECKNING:	41
Appendix 1.....	43
Appendix 2.....	44
Appendix 3 a.....	45
Appendix 3b.....	46

1. Inledning

Vattnets väg genom landskapet och tillbaka till nederbörd utgör basen för allt levande – vattnets kretslopp. Då vattnet befinner sig i landskapet blir det en del av ekosystemen och bildar grundvattenmagasin, markvätska och ytvatten. Människan har insett möjligheterna av att kunna påverka hur vattnet fördelas i landskapet. Ett exempel på en sådan åtgärd är den systematiska och av samhället pådrivna utdikningen som skett under de senaste 150 åren i Sverige. Från början skedde det som en åtgärd för att undvika svält och senare för att uppnå ett rationellt och konkurrenskraftigt jordbruk och skogsbruk (Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté, 2003).

Men i takt med torrläggningen av landskapet har också insikten ökat om behovet och nyttan av att vattnets vistelse i landskapet blir längre. Idag eftersträvas istället ofta bevarande och återskapande av våtmarker och vattendrag. Riksdagen har antagit 16 miljömål som beskriver de egenskaper som vår natur- och kulturmiljö måste ha för att samhällsutvecklingen ska vara ekologiskt hållbar (Miljömålsportalen *a*, 2007). Ett av dessa är miljömålet för ”levande sjöar och vattendrag”:

Sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara, och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion skall bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas. (Miljömålsportalen *b*, 2007)

Andra miljömål som direkt eller indirekt berör strävan att bevara och återskapa vitala vattenekosystem är: ”myllrande våtmarker”, ”ingen övergödning” och ”grundvatten av god kvalitet”. I konflikt med miljömålen står inte sällan krav på fortsatt hög produktion inom såväl jordbruk som skogsbruk. Samhällets strävan mot en markanvändning som bibehåller balans i landskapets vattenekosystem, medför allt större krav på kunskap om kopplingarna mellan åtgärder inom jord- och skogsbruk och vattenkvalitet.

Fastigheten Rämningstorp, i norra Västergötland cirka 2,5 mil nordväst om Skövde, förvaltas av Skogssällskapet i Skövde. För att förhindra minskad skogsproduktivitet på Rämningstorp skedde en dikesrensning av Fredstorpsbäcken i september 1999. Skogssällskapet har också tagit upp hyggen i anslutning till Fursjön som Fredstorpsbäcken har sitt utlopp från. En markägare nedströms påtalade den grumling som uppstod i samband med rensningen till Länsstyrelsen i Västra Götaland (Länsstyrelsen Västra Götaland, 1999). Länsstyrelsen och kommunen har varit inkopplade i ärendet men det har inte kunnat bevisas var eller när uppkomsten av grumlingen skedde.

1.1. Hypoteser och syfte

Syftet med denna undersökning är att analysera det suspenderade material som tidvis har förekommit i Fredstorpsbäcken, samt att försöka förklara varför grumlingen har uppstått. Initiala hypoteser för grumlingen av vattnet i Fredstorpsbäcken:

- 1) Grumlingen är huvudsakligen en kemisk/biokemisk utfällning.
- 2) Grumlingen består huvudsakligen av levande och döda alger eller bakterier.

2. Bakgrund - fallstudie

2.1. Markavvattning

Markavvattning skedde i omfattande mängd i Sverige under 1800-talet och långt in på 1900-talet. Detta skulle leda till en stor omdaning i det svenska landskapet. Markavvattningen och utdikningarna infördes som åtgärder för att förbättra odlingsförutsättningarna och därmed trygga livsmedelsförsörjningen för den växande befolkningen. Staten bidrog därför i hög grad till utdikningarna bland annat genom subventioner som fanns kvar ända fram till slutet av 1980-talet. Det var en del i 1900-talets jordbrukspolitik som syftade att ge landsortsbefolkningen samma levnadsstandard som den expanderande stadsbefolkningen. (Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, 2003).

Utdikningarna skedde genom att våtmarker avvattnades via system av grävda kanaler, naturliga åar och bäckar i landskapet rätades ut, breddades, fördjupades och rörlades. Fram till 1800-talets mitt syftade utdikningen främst till att leda bort ytvatten, men därefter inriktade man sig mer och mer på att sänka grundvattennivån. Detta drabbade också sjöarna och ledde till att sjöar sänktes eller helt och hållet torrlades. Den intensivaste sjösänkingsperioden i Sverige varade från 1880-talet till 1930-talet. (Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, 2003).

Fastigheten Rämningstorp var inget undantag vad gällde den allmänna trenden inom jordbrukslandskapet under 1900-talets början. Sjöarna i området sänktes med 1-1,5 meter för att få en ökad produktion av markerna (Ahlberg *a*, pers. kom.). I Skara kommuns anteckningar om Fursjön står att finna att sjön sänktes med 1,3 meter år 1928 (Skara kommun, 1982). Nästa dikningsrensing som är känd är den som 1999 utfördes av Skogssällskapet. Troligen har dikena rensats kontinuerligt däremellan, men det finns inga exakta uppgifter om när eller hur mycket i Skogssällskapets arkiv (Ahlberg *a*, pers. kom.).

2.2. Lagstiftning

Den första egentliga lagen i Sverige förenat med frågor om vatten kom 1879 och instiftades som en följd av de accelererande sjösänkningarna och utdikningarna som skedde i landet. Lagen kallas därför dikningslagen. Den lag som ofta refereras till i utdikningsärenden är 1918 års vattenlag, även kallad den "äldre vattenlagen". Detta var den första fullständiga vattenlagen i Sverige. Den var gällande fram till år 1983 då den ersattes med en ny och omstrukturerad vattenlag. Denna införlivades i miljöbalken 1998 som i sin tur blev gällande 1999 och det är denna som råder som juridisk grund för vattenverksamhet idag. (Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, 2003). För vattenverksamhet gäller särskilda regler, bland annat ofta tillståndsplikt. Rensning är dock inte tillståndspliktig så länge vattnets djup och läge bibehålls (11 kap. 15 § miljöbalken), det vill säga förhållanden efter den ursprungliga dikningen. Tillsynsmyndighet för vattenverksamhet är Länsstyrelsen. I den mån åtgärden omfattas av samrådspikt är Skogsstyrelsen tillsynsmyndighet för dikesrensning enligt skogsvårdslagen och även enligt miljöbalken (Skogsstyrelsen, 2004).

Ett dikningsföretag är en samfällighet som kan ha alltifrån två till flera hundra delägare som alla har en "båtnadsandel" (nyttoandel) av avvattningen. Det är en skyldighet som medföljer ägandet av en fastighet som ingår i en sådan samfällighet att delta i dikningsföretaget. Dikningsföretagets tillstånd har laga kraft för all framtid såvida det inte kan anses övergivet, vilket i sådant fall måste fastställas i domstol. När rensning skall ske är det de bottennivåer och profilmått som en gång framställts i dikningsföretagets förrättningshandlingar som är gällande. (Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, 2003)

De dikningsföretag som är gällande för Fredstorpsbäcken är Rämningstorps Sjösänkingsföretag av år 1927 och Närsäters vattenavledningsföretag av år 1926 (Länsstyrelsen Västra Götaland, 1999). Det är dessa företags en gång fastställda tillstånd som sätter gränserna för hur djupt eller brett rensningen av bäcken får ske.

2.3. Fursjön och Fredstorpsbäcken

2.3.1. Historik

I september 1999 sker den första rensningen i Fredstorpsbäcken. Markavvattningsföretaget hade tillstånd sedan tidigare och Skogssällskapet hade inte sökt om nytt tillstånd hos Länsstyrelsen innan rensningen påbörjades. Det är tillåtet att rensa ett markavvattningsföretag till tillståndsgivna nivåer utan att söka nytt tillstånd, om inte åtgärden kan innebära skada för fisket. Då måste rensningen anmälas till Länsstyrelsen, vilket Skogssällskapet inte gjorde (Hogdin, pers. kom.).

Grumling uppstår i samband med rensningarna och ärendet anmäls till Länsstyrelsen av en markägare nedströms Fredstorpsbäcken. Länsstyrelsen besiktigar på plats i september. Länsstyrelsen beslutar också att stoppa rensningen på en sträcka av cirka 200 meter i det nedersta partiet för att minska grumlingen. Vid ett möte med Länsstyrelsen, den 30 september 1999, ger Skogssällskapet förslag på olika åtgärder för att förhindra grumling. Länsstyrelsen har från naturvårdssynpunkt inget emot åtgärderna då inga kända naturvärden har berörts av rensningen och dikets dimensioner efter rensningen motsvarar de ursprungliga. (Länsstyrelsen Västra Götaland, 1999).

År 2003 tas vattenprov i inlopp och utlopp som analyseras av Analycen i Skara. Skara kommun är uppdragsgivare. Man konstaterar höga halter av järn och mangan i kombination med högt färgtal i utloppet från Fursjön. Länsstyrelsen konstaterar även att ”man har inte kunnat klarlägga orsaken till grumligheten nedströms Fursjön” (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2004).

År 2004 beslutar Länsstyrelsen att dämnet i bäcken, som skadades i samband med de rensningar som skedde då, skall repareras omgående. I Länsstyrelsens meddelande 2004-10-26 kräver man också av Skogssällskapet att man skall redogöra för omfattningen av rensningsarbetena under år 1999 och 2000 som kan ha bidragit till att vattennivån i Fursjön sänkts av. Skogssällskapet ombeds också redogöra för säkerställandet av att vattendom för Rämningstorps sjösänkingsföretag av år 1927 efterlevs. (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2004).

Den 14 januari 2005 stänger länsstyrelsen ärendet då det inte kan konstateras att Skogssällskapet begått något laga fel i dikesrensningen. Domen överklagas av markägaren nedströms Fredstorpsbäcken och överprövningen ställs till Naturvårdsverket i slutet av 2005. (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2005).

Naturvårdsverket har ingen roll i tillsynssammanhang och skickar därför tillbaka handlingarna till Länsstyrelsen. Däremot kan Länsstyrelsens beslut överklagas hos miljödomstolen och så gjordes. Miljödomstolen fastställde Länsstyrelsens beslut, det vill säga bedömde att Skogssällskapet inte begått något laga fel i dikesrensningen. En del nytillkomna uppgifterna gjorde dock att Länsstyrelsen gick vidare med tillsynsåtgärder i en annan del av markavvattningsföretaget som inte granskades i den första vändan (Hogdin, pers. kom.).

Förutom dikesrensningarna har Skogssällskapet utfört ytterligare skogsbruksåtgärder på markerna intill Fursjön som är av betydelse. År 1996 upptogs ett hygge på cirka 5,5 ha nordost

om sjön. År 2001 upptogs ett hygge på cirka 4,4 ha på ett område söder om sjön. Det senaste hygget som upptogs i anslutning till sjön var i storleksordningen 9,5 ha och är beläget nordväst om Fursjön. (Ahlberg *b*, pers. kom.).

2.3.2. Områdesbeskrivning

Fursjön är belägen cirka 128 meter över havet. Det finns sparsam information om uppgifter om sjön såsom till exempel djup och areal. De uppgifter som finns är antingen inte längre gällande eller svåra att kontrollera riktigheten i. Både areal och djup i sjön har med all sannolik förändrats de senaste decennierna, givetvis som en direkt följd av sjösänkningen 1928, men också därefter som ett resultat av igenväxning av sjön och eventuellt också i anslutning till den senaste dikesrensningen. Från en sjödjupskarta från 1929 benämns största djup i Fursjön 2,2 meter och detta är också angivet i svenskt arkiv, sjökartregister från SMHI från 1921 (Kjellberg, pers. kom.). Från personlig inspektion av sjön i maj och augusti 2006 har inget djup större än 0,3 meter påträffats. I SMHI:s sjöregister hamnar Fursjön i arealklassen 0,1-1 km². SMHI bestämmer sjöarealen från befintligt kartmaterial. Den vanligaste källan är topografiska kartan (SMHI, 2006).

När det gäller Fredstorpsbäcken är det oklart hur den såg ut innan utdikningen 1928. På en karta från 1870 över området finns det inget utflöde från Fursjön (Kjellberg, pers. kom.). Det kan möjligen vara så att Fredstorpsbäcken i sitt naturliga flöde inte gick fram till Fursjön utan avvattnade diffust via sankmarken (Kjellberg, pers. kom.). På en ännu äldre topografisk karta är bäcken dock utritad ända fram till sjön (Kjellberg, pers. kom.). Fredstorpsbäcken flyter i sitt nuvarande läge norrut genom landskapet och byter längre nedströms namn till Västerbroån där den bildar biflöde till Svartån ett par kilometer norr om Götene. Svartån byter namn till Sjörsån som mynnar ut i Vänern, i Sjörsåviken.

2.3.3. Geologi

Trakten runt Fursjön är en gränszon mellan två berggrundsgeologiska områden. Billingen, vars fot ligger endast ett par kilometer öster om Fursjön tillhör Västgötaslättens karakteristiska platåberg. Dessa är rester av ett tidigare sammanhängande täcke av 530-420 miljoner år gamla sedimentära bergarter. Billingens omkring 150 meter mäktiga kambro-siluriska lagerserie är sammansatt av följande huvudled (nedifrån och uppåt): kambrisk sandsten och alunskiffer, ordoviciska kalkstenar och skiffer samt siluriska skiffer (Munthe et al., 1928). Tack vare ett skyddande lager av diabas ovanpå de sedimentära bergarterna har platåbergen skyddats från erosion (se Appendix 1). Ett par kilometer väster om Billingens fot (och cirka en kilometer öster om Fursjön), finns en större förkastningslinje i nästan nord-sydlig riktning (SGU Berggrundskarta över Skaraborgs län, 1989). Väster om den sistnämnda utgörs berggrunden av gnejs, tillhörande vad som brukas kallas ”den sydvästsvenska gnejsregionen”. (SNA Västra Götaland, 2003).

Området runt Fursjön befinner sig följaktligen i ett brytningsområde, med influenser dels från den kalkrika och näringsrika berggrunden i öster och den mer näringsfattiga gnejsiga berggrunden vilken vilar under torvområdet som omsluter Fursjön.

2.3.4. Jordtäcket

Valle härad är ett område som sträcker sig mellan ovan nämnda förkastningslinje och Billingens västra fot. Valle härad är ett så kallat *kamelandskap* som formats av glaciala bildningar avsatta i form av isälvsgrus och sand, som är mycket rikt på sjöar och mossar (Munthe et al., 1928). Denna landskapstyp kännetecknas förutom talrika sjöar av ett mjukt, men rikt kuperat landskap av

kullar och ryggar. Uppkomsten av Valle härads invecklade kamelandskap antas ha sin förklaring i att isälvar med stor intensitet bearbetade den stora landismassan inom området och snörpte av den i mindre stycken. Ett landskap av kanaler bildades där grusmassor hopades och de kvarstående dödisblocken emellan grusmassorna gav upphov till djupa sänkor i landskapet då de smälte. Ryggarna i Valle härads område är i allmänhet uppbyggda av mer eller mindre sandblandat, rundat grus, som till huvudsaklig del består av kambrisk sandsten, alunskiffer och urbergsarter, och längre i öster även en del kalksten. (Munthe et al., 1928).

2.3.5. Fursjöns torvområde

Torvmarken som omgärdar Fursjön utgör ett helt komplex av sammanväxta kärr och mossar av en typ som är vanlig inom Valle härad. I ”Beskrivning till kartbladet Skövde” (Munthe et al, 1928) ges en utförlig beskrivning av de olika skikten av torvmarkskomplexet och följande är en kort sammanfattning av denna. Området sträcker sig från Ljungsjön i öster till Rörsjön i väster (se Appendix 1). Området består i dess västra delar till stor del av kärrtorv som på flera ställen underlagras av kalkhaltiga sediment. Mäktigheten på torven har konstaterats till flera meter. De torvmarker som ligger närmast Fursjön består dock av mer näringsfattig Sphagnumtorv.

3. Vetenskaplig bakgrund

3.1. Kemisk/biokemisk utfällning som hypotes

En kemisk fällning bildas genom en spontan kemisk reaktion. Om organismer medverkar och katalyserar en reaktion, kallas utfällningen biokemisk. Kemiska jordarter består i huvudsak av material som bildats genom kemiska processer. De exempel som finns att finna med viss utbredning i Sverige är järnockra, sjödy och kalkbleke. Av tradition brukar dock samtliga dessa föras till de organogena jordarterna. (NE, 2006).

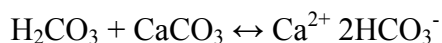
Organogena jordarter kännetecknas av sitt innehåll av organiskt material och bildas genom biologisk produktion. Då nedbrytning av det biologiska materialet sker långsammare än ansamling av nytt material, bildas organogena jordarter. En viktig klassifikationsgrund för organogena jordarter är om huvuddelen av jordarten består av sedimentärt eller sedentärt material. Sedimentära eller alloktona material har transporterats till den plats man finner dem på, medan sedentärt eller autoktont har avlagrats på den plats det en gång bildats. Beroende på detta kriterium urskiljer man två huvudgrupper, organogena sediment eller sedimentära torvmarksjordarter samt egentliga torvslag eller sedentära torvmarksjordarter. Vidare indelas de sedimentära torvmarksjordarterna i *gyttja* och *sjödy* och torvslagen indelas i *kärrtorvserien* (vitmossfattiga torvslag) och *mossetorvserien* (vitmossrika torvslag). (NE, 2006).

Hypotesen förutsätter antingen att dikesrensning, eller annan aktivitet, har blottlagt ett kemiskt sediment som sedan eroderats och därmed orsakar grumlingen. En annan tänkbarhet är en i vattnet pågående kemisk utfällning av kalciumkarbonat, eller en bakteriell utfällning av järnoxider.

3.1.2. Kalkhaltiga kemiska sediment

I Valle härad påträffas kalkhaltiga kemiska sediment och kalkhaltiga bergarter. Bleke, även kallat kalkbleke, är ett kemiskt sediment som uppträder på olika ställen inom området. Kalktuff är en bildning som kemiskt sett är mycket likt bleke.

Det grundläggande bildningssättet är detsamma för bleke och kalktuff. Jämviktssystemet mellan koldioxid och vatten ter sig olika ovan och under mark. Vatten, i kontakt med atmosfären, innehåller endast små mängder koldioxid. I marken, som en följd av markrespirationen, är halten koldioxid mycket högre i de luftfyllda porutrymmena än i luften i atmosfären. När vatten infiltrerar markporerna och så småningom bildar grundvatten blir det därför ofta övermättat på koldioxid. Koldioxiden bildar kolsyra som verkar i riktning att lösa upp kalk (då det finns närvarande i grundvattenzonen) enligt



När grundvattnet når markytan igen och får kontakt med atmosfären, till exempel vid ett källutflöde eller utströmmande bottenvatten i en sjö, råder nya jämviktsförhållanden och koldioxid avgår igen till atmosfären. Koncentrationen kolsyra minskar och reaktionen ovan drivs tillbaka till vänster. Kalktuff eller bleke kan fällas ut.

Bleke utfälls i stillastående vatten och bildas vanligtvis nära stränder i kalkövermättade sjöar i utpräglade kalktrakter. Jordarten är vit-gulvit och består huvudsakligen av kalciumkarbonat.

Bleke bildas dels genom direkt utfällning av kalk ur vattnet, dels som biokemiskt bildad kalk. (NE a, 2007).

Bleke finns markerad i de västra delarna av det torvmarkskomplex som Fursjön ingår i på en jordartskarta från 1928 (Munthe et al., 1928) dock ej precis i närheten till Fursjön eller Fredstorpsbäcken utan i området mellan Acksjön och Rörsjön. Dessutom finns det bleke i botten på Flämsjön (Eriksen, pers. kom.). Det uppträder olika varianter av bleke i Valle härads torvmarker. En form av biokemiskt bildad kalk består till största delen av förkalkade kransalger och kallas Charakalk. En annan variant är ett lerblandat, pyritlikt bleke som i Valle härads torvmarker ofta bildar kalklagerföljdernas bottenlager. (Munthe et al., 1928)

Kalktuff är en gulaktig till smutsvit porös bergart bestående av kalciumkarbonat. Den bildas där utströmmande grundvatten som innehåller mycket kalk når kontakt med luften. I Sverige förekommer kalktuff främst i översilningskärr i särskilt kalkrika områden. Då grundvattnet når kontakt med luften fälls en del av kalken ut som kalciumkarbonat och då utfällningen är tillräckligt riklig bildas kalktuff. Kalktuffen innehåller ofta inneslutningar av växter och annat biologiskt material. Under tidig postglacial tid, då marken innehöll mera löslig kalk, kunde större kalktuffavlagringar avsättas, men i nutid sket det knappast i sådan omfattning att den är bergartsbildande. (NE b, 2007).

3.1.3. Järnhaltiga kemiska sediment

Järnockra är en blandning av järnoxider och de järnbakterier som katalyserat den biokemiska oxidationen av reducerat järn. Det är ett mycket finkornigt sediment som har en gul, röd, rödbrun eller brun färg i färskt tillstånd. Sedimentet är vanligtvis löst och smetigt och innehåller gyttjesubstans, järnhydroxid och ibland stor mängd kiselalgskal. Järnockra har en karakteristisk "rostlukt". Järnhydroxiden i sedimentet fälls ut av järnbakterier ur järnhaltigt grundvatten som strömmar ut i en sjö. Järnockra förekommer i sjöar i urbergsområden, ofta på ett djup av 2-5 meter och vanligtvis nära den minerogena strandzonen. Det kan också bildas i kärr med tillflöde underifrån av kalkhaltigt vatten, samt vid mynningen av dräneringsrör på jordbruksmark. (NE c, 2007).

Myrmalm är av fast konsistens men består också av järnhydroxid. Myrmalmen utgjorde råvaran till den första järnframställningen i Sverige (Munthe et al., 1928). Längs en sträcka på cirka två kilometer utmed Fredstorpsbäcken, mätt från utloppet vid Fursjön, finns fyra så kallade slagghvarpar markerade på karta från Skara kommun. En slagghvarp är en avfallshög från framställning av järn eller koppar och detta indikerar att det har funnits myrmalm i närheten av Fursjön.

På en jordartskarta över Rämningstorps fastighet finns både järnockra och siderit (FeCO_3) utmärkt inom torvkomplexet där torven runt Fursjön utgör en del. På jordartskartor över området syns emellertid varken järnockra eller siderit finnas i den torv som angränsar direkt till sjön eller Fredstorpsbäcken.

3.2. Biologisk grumling som hypotes

En sjö skulle kunna beskrivas som ett abiotiskt ramverk, vilket består av alla kemiska och fysikaliska förutsättningar för just den sjön. De abiotiska faktorerna som utgör ramverket är till exempel sjöns morfologi, sedimentens beskaffenhet, tillgång till näringsämnen och ljus, pH och temperatur. Dessa förutsättningar tillsammans med biotiska faktorer, såsom konkurrens och predation, avgör vilka organismer som kan överleva och reproducera sig inom det givna ramverket. (Brönmark och Hansson, 1998).

Om miljön i Fursjön genomgått en väsentlig förändring av dessa kemiska och fysikaliska förhållanden, råder nya förutsättningar för livet i sjön. Det finns flera tänkbara scenarier då ekosystemet i en sjö rubbas ur sin balans. Dels kan en förändring vara så kraftig att endast få organismer har de fysiologiska förutsättningar som krävs för att överleva och reproducera sig i den nya miljön. En sådan förändring skulle till exempel kunna vara en kraftig förändring av pH eller tillgång till syre. Om endast få organismer överlever leder det till minskad konkurrens med andra arter. Även en mindre förändring, som exempelvis ett tillskott på ett eller flera ämnen, kan leda till att vissa arter, med specifika krav för detta ämne, plötsligt får förbättrade förutsättningar för att tillväxa. Ett omdiskuterat exempel är så kallad algblooming på grund av övergödning. Om en art utvecklat en sådan explosionsartad populationstillväxt kan detta vara upphovet till grumlingen i vattnet i Fursjön och Fredstorpsbäcken.

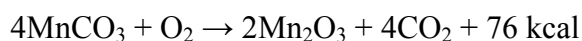
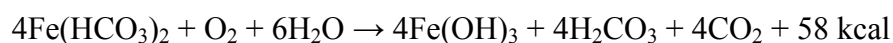
3.2.1. Järnbakterier

Järnbakterier är bakterier som utför järnoxidation och i vissa fall får sitt energibehov tillgodosett genom denna reaktion. Bakterierna förekommer ofta i mycket stora mängder. Det finns åtskilliga järnbakterier, både autotrofa och heterotrofa. En del är fakultativa och kan oxidera både järn- och manganföreningar, medan andra endast utnyttjar järn. Vissa arter av järnbakterier orsakar ofta stora ekonomiska problem då de täpper till vattenledningar (Wetzel, 2001).

Eftersom reducerat järn (Fe^{2+}) vid neutralt pH och i närvaro av syre snabbt oxideras, är järnoxiderande bakterier hänvisade till miljöer med starka gradienter i redoxpotential. Därför utgör myrar och gränssnittet mellan sediment och vattenmassan i en sjö utmärkta miljöer för dessa mikroorganismer. Till de mest välkända hör *Thiobacillus ferrooxidans* och *Gallionella ferruginea* som är kemolitotrofa järnoxiderande bakterier. *T. ferrooxidans* växer i syrerikt grundvatten under sura förhållande (mellan pH 1,5 och 4) där reducerat järn finns närvarande (NE, 2007). *G. ferruginea* växer i grundvattenmiljöer där syrefattigt, järninnehållande grundvatten med pH mellan ca 5 och 8 når en syrerik atmosfär (NE d, 2007).

Övriga järnoxiderande bakterier är kemoorganotrofa och återfinns i samma miljöer som man finner *G. ferruginea*. Dessa bakterier katalyserar järnoxidationen, men utan att kunna dra nytta av den energi som frigörs. Reaktionsprodukten från järnoxidationen (Fe^{3+}) deponeras i form av järnhydroxid på deras egna yttre strukturer, såsom stjälkar eller höljen (NE d, 2007). Även järn- och mangan oxider kan utfällas på cellytan.

Karakteristiska reaktioner för kemoautotrofa bakterier som utfäller hydroxider och oxider är:



(Wetzel, 2001)

3.2.2. Diatomeér

Diatomeér kallas allmänt för kiselalger och förekommer över hela jorden och omfattar uppskattningsvis 10 000 arter. Algerna återfinns både i salt- och sötvatten (NE e, 2007). Diatomeér karakteriseras av att de har kiselrika cellväggar som består av två delar, varav den ena passar i den andra som ett lock (se figur 1). Diatomeér är ofta den dominerande algen vid höga pH, oavsett näringsförhållande i sjön. Majoriteten av dessa alger är perifyter, det vill säga de sitter fast på substratets yta, men de är också en mycket viktig komponent i fytoplankton

samhället (Brönmark och Hansson, 1998). De uppträder både som encelliga organismer och i kolonier.



Figur 1. Kiselalger. Från Nationalencyklopedin, M. KAGE/SCIENCE PHOTO/IBL

3.2.3. Chrysophyta

Alger inom släktet Chrysophyta kallas också guldalger eller guldbruna alger på grund av att de förutom klorofyll också har karoteonider som pigment. De flesta av dessa alger är encelliga. Många guldalger saknar cellvägg och hålls ihop endast av ett cytoplasmiskt membran, andra har en cellyta som är täckt med spröda fjäll eller skikt av kisel eller kalcium. Vegetativ reproduktion är vanligast, särskilt bland de encelliga rörliga arterna. En del av de encelliga arterna (till exempel *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Mallomonas*) är ofta alger tillhörande nanoplanktonen, det vill säga de har en storlek på cirka 10-50 μm i diameter (Wetzel, 2001). Guldbruna alger bildar vilande sporer med tjocka väggar av kisel som kan förbli i vilande stadium i sedimenten under långa perioder (Brönmark och Hansson, 1998).

4. Metoder

4.1. Provtagning

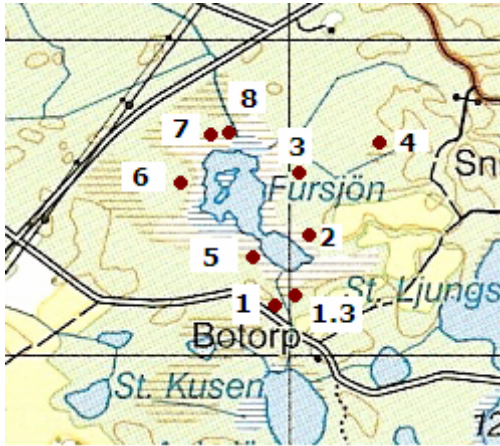
Området besöktes första gången i april 2006 för att få en bild av den omgivande miljön. Inga prover togs vid detta tillfälle. Inför nästa besök bestämdes en provtagningsplan. Detta skedde genom att studera kartor över området, både topografiska kartor och jordartskartor samt flygbilder över fastigheten. Syftet med proverna var dels att göra en gles markkartering (med avseende på humifieringsgrad, förekomst av kemiska sediment eller andra eventuella utfällningar) samt att analysera ytvattnet genom ett visst antal prover, både uppströms och nedströms Fursjön.

4.1.1. Markprover

Provtagningsplatser för markproverna valdes med syftet att få en gles markkartering runt hela Fursjön och också i anslutning till de vattendrag som mynnar ut i Fursjön, se figur 2 nedan. Vegetationen runt Fursjön skiljer sig på vissa ställen markant. Vid inloppet till Fursjön återfinns en örtrik terräng (provpunkt 1 och 1.3 i figur 2) och närmare sjön å ena sidan bäcken ett alkärr, och på andra sidan bäcken planterad granskog. Nordöst om Fursjön, där de två skogsbäckarna hittas, växer äldre tallskog blandat med björk som troligtvis varit den dominerande vegetationen också öster om sjön, men där är idag ett stort hygge med tätt björksly. Här finns också en mindre myr som bäck 1 mynnar ifrån (provpunkt 4 är tagen från denna myr). Väster om sjön finns stora kalavverkade områden, som nu har en vegetation bestående av enstaka äldre tallar och ungt björksly. Markvegetationen består av lingonris och blåbärsris. Vid utloppet finns i stort sett liknande vegetation som väster om sjön. De flesta av markproverna är tagna i vassområdet närmast sjön som synes på kartan i figur 2.

Provtagningspunkterna för markproverna var totalt nio. En sedimentborr för humusjordar med en kannlängd på 60 cm användes. Vid respektive provtagningsplats då provet togs, gjordes en bedömning av skillnader i färg och/eller förmultningsgrad längs djupet på de nio proverna. Då detta synes uppträda, delades ett enskilt prov upp i två olika djupprov, ett övre och ett undre skikt. Skikten mättes och lades i plastpåsar. Övriga prov som inte delades upp i skikt, (på grund av att ingen skillnad i färg eller förmultningsgrad kunde ses med blotta ögat), lades också i plastpåsar. Sammanlagt togs 12 markprover (varav således proven på tre provtagningsplatser hade delats upp i ett övre och undre skikt). För provtagningsplatsernas placering på karta, se figur 2 nedan.

Namngivning av proverna framgår också av kartan men i de fall det skedde en uppdelning av provet i ett undre och övre skikt, namngavs detta prov med numret på provtagningsplatsen samt ett U för ”undre skikt” och Ö för ”övre skikt”. I provpunkt 8 till exempel delades provet upp i två delprov, således 8U och 8Ö. Därtill lades djupet på skiktet; 8U20 betyder alltså provpunkt 8, undre skiktet, med djupet 20 centimeter.



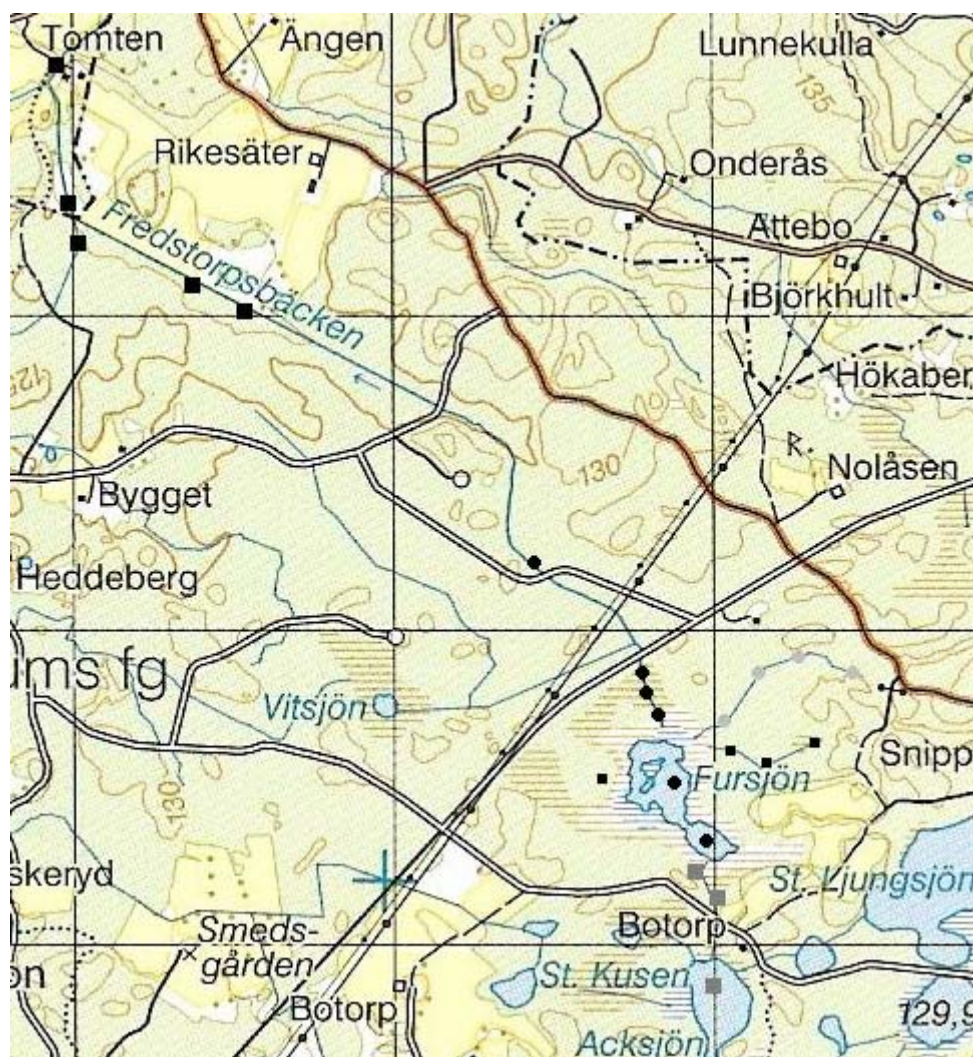
Figur 2. Karta över fördelning av markprover. Kartmaterial från Lantmännens terrängkarta 8D NV Skara.

Samtliga prover frystes inom 24 timmar från provtagningstillfället och förvarades i fryst tillstånd till dess att analys skulle ske. I slutet av augusti tinades proverna och analyserades på labb i Umeå med avseende på följande parametrar: pH, humushalt och kol- och kväve innehåll.

4.1.2. Vattenprover

Vattenproverna fördelades med syftet att identifiera vattenkemin i Fursjön och Fredstorpsbäcken samt de vattendrag som omgärdar och mynnar ut i Fursjön. De fördelades enligt kartan i figur 3. För förklaring av förkortningarna på provtagningspunkterna, se tabell 1. För att ta vattenproverna användes en kanot för att komma ut till provtagningsplatserna i sjöarna och vattendragen.

Vattenproven i diken togs från kanten av diket. Vattenproverna togs i syradiskade 25 cl flaskor. Provet togs cirka tio cm under vattenytan och i vattendragen, om möjligt, i mitten av vattenfåran. Provtagningsplats markerades på karta och falskorna märktes.



- Ack/Inl
- B1/D
- B2
- Fur/Frb1
- Frb2

Figur 3. Karta över fördelning av vattenprover. Indelning av prover är så som de redovisas under "Resultat". Kartmaterial från Lantmännens terrängkarta 8D NV Skara.

Tabell 1. Förklaring till förkortningarna i kartan över vattenprovtagningen.

Ack/Inl	Acksjön / Inloppet till Fursjön
B1/D	Den mindre bäcken NO om Fursjön / Dike väster om sjön
B2	Den större bäcken NO om Fursjön
Fur/Frb1	Fursjön / Fredstorpsbäcken vid utloppet
Frb2	Fredstorpsbäcken 2-3 km nedströms Fursjön

I augusti genomfördes en andra vattenprovtagning. Vattenproverna togs, i den mån det var möjligt, på samma platser som de i maj. Detta var inte möjligt i diken nordväst om Fursjön, då de på flera platser var helt uttorkade. I Fursjön var det också mycket svårframkomligt i augusti, då hela sjön var täckt av vissnande näckrosor och sjöbotten syntes över ytan på ett antal ställen.

Samtliga vattenprover frystes inom 24 timmar från provtagningstillfället och förvarades i fryst tillstånd till dess att analys skulle ske. I slutet av augusti tinades proverna och analyserades på labb i Umeå. Vattenproverna analyserades på: pH, oorganiskt kol och organiskt kol, totalkväve, nitrat och fosfat samt totalanalys (Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P och Si).

Därtill analyserades indunstat material från större mängder bäckvatten från Fredstorpsbäcken samt sediment från bäckens bottenmaterial. Sådana prov togs vid två tillfällen; i augusti och i november 2006.

4.2. Provbehandling och kemiska analyser

4.2.1. Markprover

Proverna tinades i rumstemperatur. För mätning av pH analyserades proverna enligt svensk standard SS-ISO 13 390. Fem gram torv i färskvikt från respektive prov invägdes i plastflaskor med lock. Proven blandades med 25 ml avjoniserat vatten. Flaskorna placerades sedan i skakmaskin i en kvart. Därefter lämnades proverna att stå över natten. Följande dag mättes pH med pH meter (Mettler Toledo MP220, elektrod Mettler Toledo DG 115-SC). Innan mätning av pH skakades flaskorna om för hand.

Vattenhalten bestämdes genom torkning av proverna. Ett så representativt prov som möjligt från respektive provtagningsplats placerades i aluminiumformar. Proven vägdes med en noggrannhet av 0,01 g och massan antecknades. Aluminiumformarna märktes med spritpenna och placerades sedan i ugn med en temperatur på 105°C och lämnades att torka i ugnen över natten. Därefter vägdes varje prov igen och massan antecknades.

Bestämning av organisk halt utfördes genom att ta ett så representativt prov som möjligt från varje påse och placera i degel. Varje degel vägdes och märktes i botten med blyertspenna innan torven placerades i den. Därefter vägdes deglarna med proven med en noggrannhet av 0,01 g och den sammanlagda massan noterades. Deglarna sattes i en ugn med en temperatur av 105°C över natten för att torka. Följande dag vägdes och noterades provens massa. Därpå placerades deglarna i ugn på nytt för att glödgas. Proverna placerades på en bricka med känt arrangemang utifall händelsen att blyertsmarkeringarna inte skulle vara synliga efter glödningen. Temperaturen sattes till 550°C. Proverna lämnades över natten. Följande dag placerades de glödgade proverna i cirka en timme i exsickator med blågel som torkmedel. Efter att de svalnat vägdes proverna på nytt och massan antecknades.

För att analysera innehåll av kol och kväve togs en del av de torkade proverna från bestämning av vattenhalt. Dessa maldes i kulkvarn i cirka tio minuter. De finmalda proven placerades i små tubrör av plast som förslöts med lock och märktes. Kol och kvävehalter bestämdes genom torrförbränning och analyserades med PerkinElmer Elemental Analyzer, 2400 CHN.

4.2.2. Vattenprover

Proverna tinades i kylrum. För mätning av pH hölls en del av respektive vattenprov upp i ICP-rör. Mätningen skedde med pH meter Mettler Toledo MP220 och elektrod Mettler Toledo DG 115-SC.

Oorganiskt och organiskt kol analyserades med TOC-5000, Shimadzu, Kyoto, Japan.

Analys av totalkväve, N-tot utfördes genom oxidation med kaliumperoxodisulfat och analyserades med FIA – Flow Injection Analysis (Foss Tecator 5012, Sollentuna, Sverige). Detektionsgräns: ca 0,05 mg N/L.

Nitratkväve (N-NO₃ och fosfatfosfor (P-PO₄) analyserades med HPLC - Dionex 4000i, Sunnyvale, Kalifornien, USA. Detektionsgräns: ca 0,05 mg N-NO₃/L och 0,01 mg P-PO₄/L.

Totalanalys av elementen Ca, K, Mg, Mn, P och Si utfördes med ICP/MS-DRC - Elan 6100, PerkinElmer, Norwalk, Connecticut, USA. Certifierat referensmaterial: NCS DC 73349. Detektionsgränser, mg/L: Ca – ca 0,1; Fe – ca 0,01; K – 0,1; Mg – ca 0,1; Mn – ca 0,01; P – ca 0,01; Si – ca 0,05.

Det indunstade materialet och sedimentproverna maldes och torkades i 70°C i vakuumtork och analyserades med ICP/MS-DRC - Elan 6100, PerkinElmer, Norwalk, Connecticut, USA med certifierat referensmaterial: NCS DC 73349.

Suspenderat material i vatten och ytsediment studerades också i ljusmikroskop.

4.3. Statistiska metoder

Statistiska beräkningar för medelvärde och medelfel på analysvärdena, liksom figurer och tabeller, gjordes i Microsoft Excel.

5. Resultat

5.1. Markprover

Torvområdet som omgärdar Fursjön består till stor del av torv med intermediära kvävehalter, men med relativt högt pH och höga askhalter (figur 2; tabell 2). Stora variationer fanns mellan de olika provtagningspunkterna vad gäller samtliga variabler, undantaget totalhalten kol. Totalkväve varierade exempelvis mellan 0,8 % (mycket näringsfattig mossetorv) och upp till 2,4 % i det örtrika kärret vid inloppet (Appendix 2). I tre utav proverna gjordes en uppdelning av undre och övre skikt, (i dessa tre prover syntes uppträda en färgskillnad med djupet). Som förväntat uppvisade de djupare proverna något högre pH och kvävehalt än de ytligare. Däremot konstaterades en minskad askhalt i samtliga tre prover med djupet. Generellt antas både högre pH, kvävehalt och askhalt ju närmare mineraljorden. Dessa tre prover befann sig dock i vassområdet, det vill säga nära Fursjöns öppna vatten och kan ha fått förstärkt minerogen påverkan av detta (så kallad ”svämtorv”).

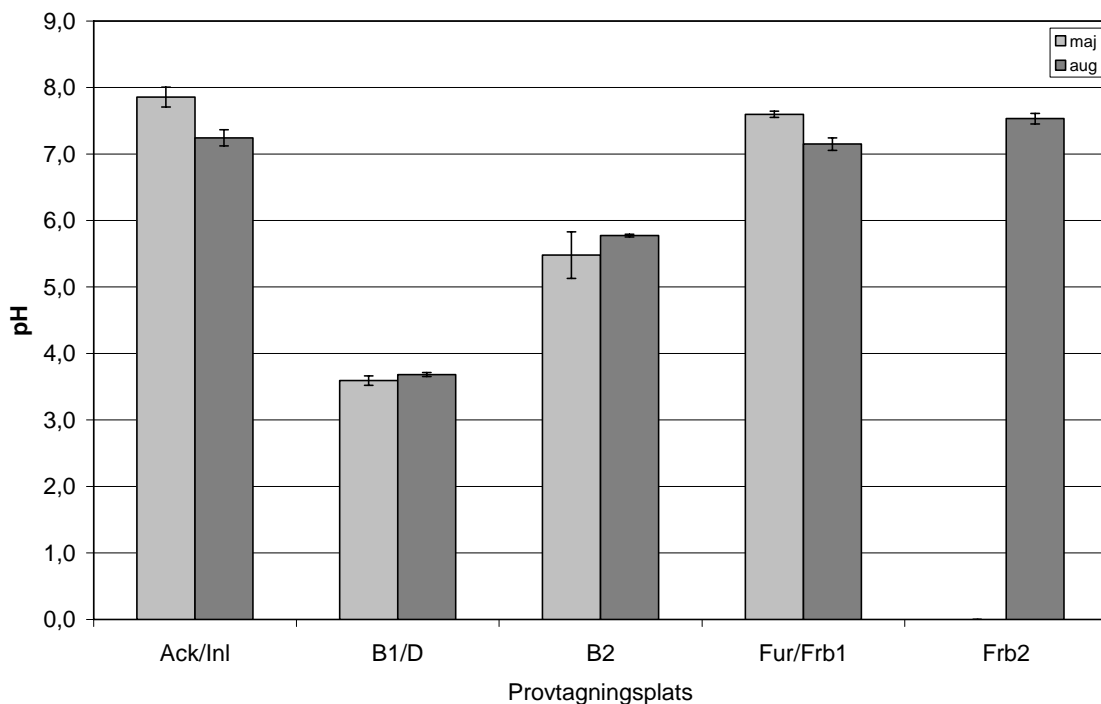
Tabell 2. Beräknade medelvärden och medelfel för pH, askhalt, N-tot, C-tot och C/N kvot i markproverna. Provtagning i maj 2006.

Markpover	pH	Askhalt (% av ts)	N (% av ts)	C (% av ts)	C/N
Medelvärde	5,68	9,35	1,52	48,4	36,1
Medelfel	0,23	1,11	0,15	1,05	4,19

5.2. Vattenprover

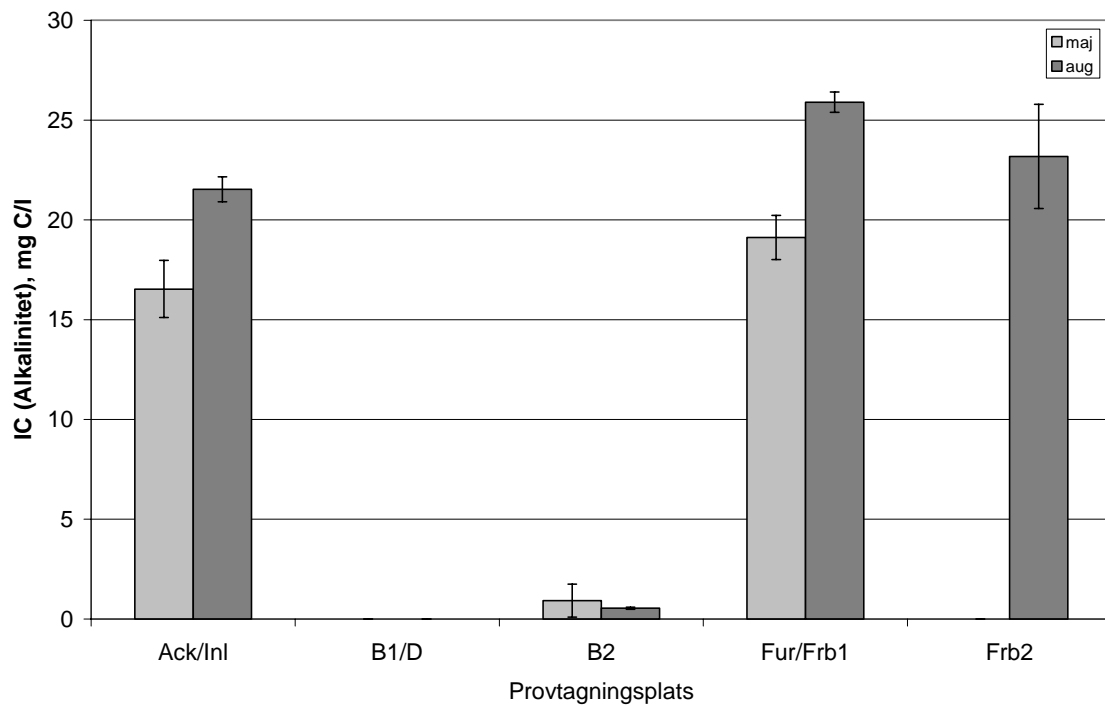
Resultaten från ytvattens kemiska sammansättning redovisas med utgångspunkt i vattendragens geografiska läge (se figur 3 och tabell 1 under ”Metoder”). För detaljerad information av resultaten från provtagningsplatserna se Appendix 3a och 3b.

5.2.1. pH, alkalinitet och TOC

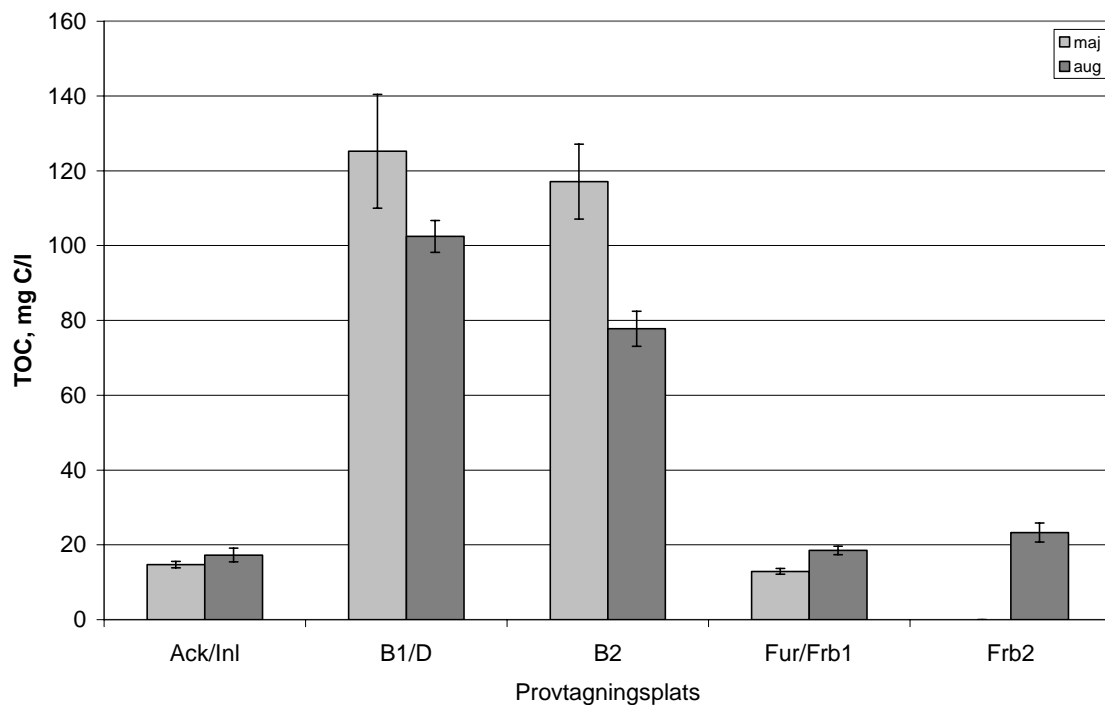


Figur 4. Medelvärde för pH i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

I Acksjön, Fursjön och Fredstorpsbäcken är pH-värdet högt (figur 4). Vattnet har också hög alkalinitet, det vill säga en hög koncentration av bikarbonat-joner som kan buffra mot vätejoner (figur 5). Vattnets höga pH värde och alkalinitet visar att det till viss del har sitt ursprung i områden med kalkhaltig jord. Skogsbäckarna nordost om sjön och diket väster om sjön, med ursprung i barrskog och bitvis dikad torvmark, uppvisar mycket lägre pH. Bäck 1 och diket har mycket låga pH värden (cirka pH 3,6). I bäck 2 erhålls pH mellan cirka 5-6. Dessa vatten har ingen alkalinitet i form av vätekarbonat.



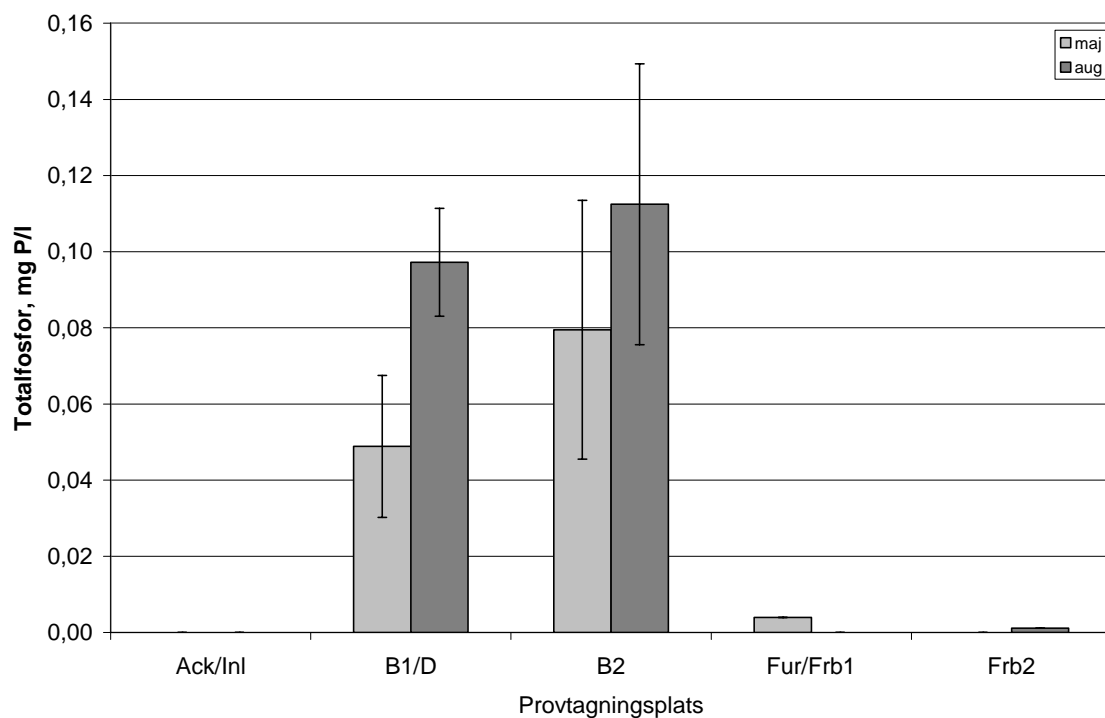
Figur 5. Medelvärde för alkaliniteten (oorganiskt kol) i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.



Figur 6. Medelvärde för TOC (totalt organiskt kol) i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

Av det totala innehållet av kol föreligger nästan allt som organiskt kol i skogsbäckarna nordost om sjön och diket väster om sjön, (figur 6). I Acksjön, Fursjön och Fredstorpsbäcken förekommer omvänt en avsevärd andel som oorganiskt kol (IC) och dessa vattendrag har således en hög alkalinitet (jämför figur 5 och 6).

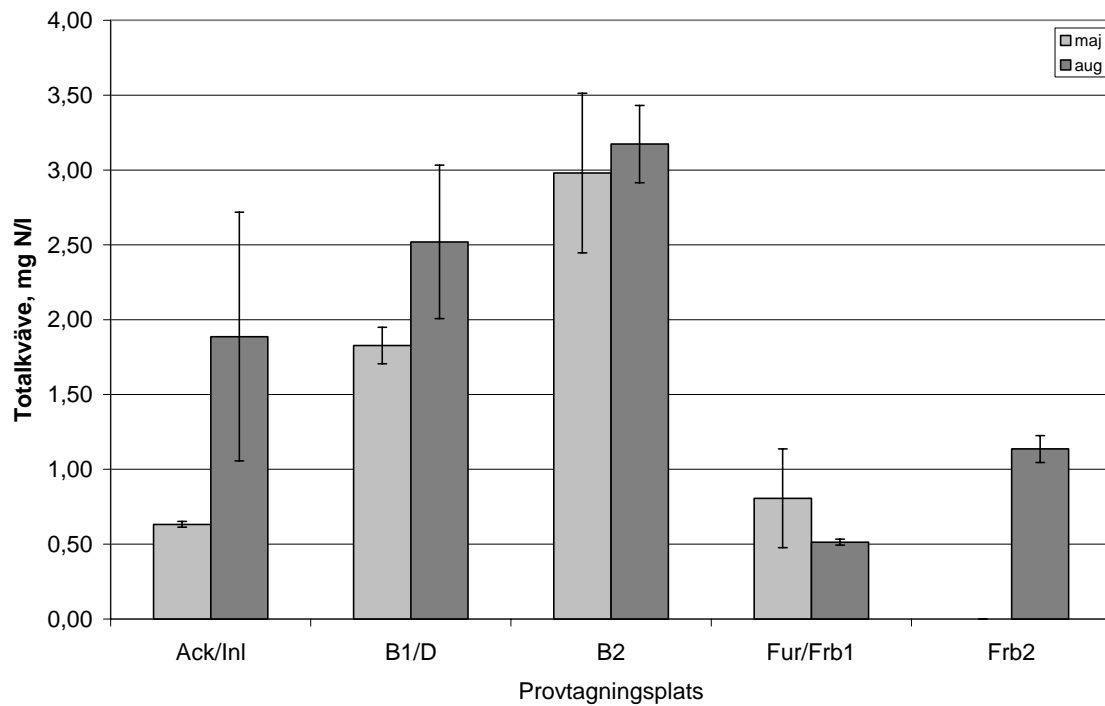
5.2.2. Kväve och fosfor



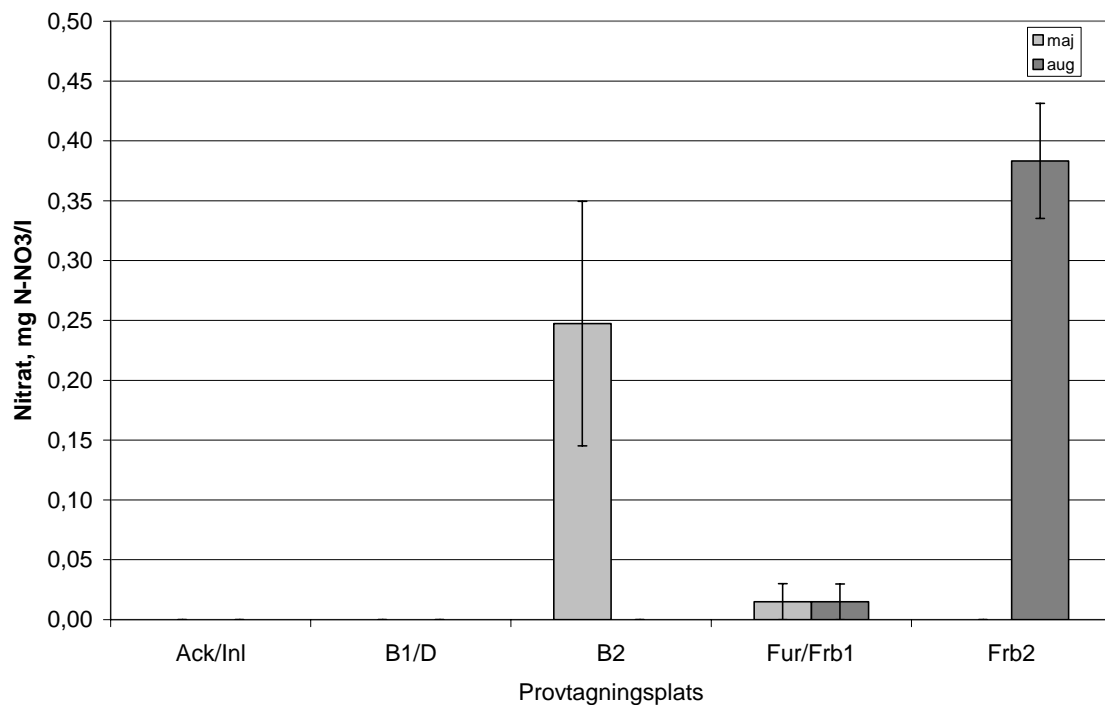
Figur 7. Medelvärde för halten totalfosfor i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

De resultat som erhöles för fosfor och fosfat bedömdes som mycket osäkra då korrelationen emellan dessa visade orimliga samband. Analysen av fosfat kräver relativt höga halter av halten totalfosfor för att ge stabila resultat och är känslig för suspenderade partiklar. Analysen av P-tot å andra sidan kan vid låga värden vara känslig för störning från vissa andra element.

Resultaten från fosfatanalysen utelämnades då de uppvisade en slumpvis variation och i vissa fall orimliga värden i förhållande till totalfosfor. Halten P-tot är mycket låg och ligger omkring eller under detektionsgränsen i både Acksjön och Fursjön (figur 7). De högre koncentrationerna i skogsbäckarna sammanfaller med dessa vattens höga TOC.



Figur 8. Medelvärde för halten totalkväve i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

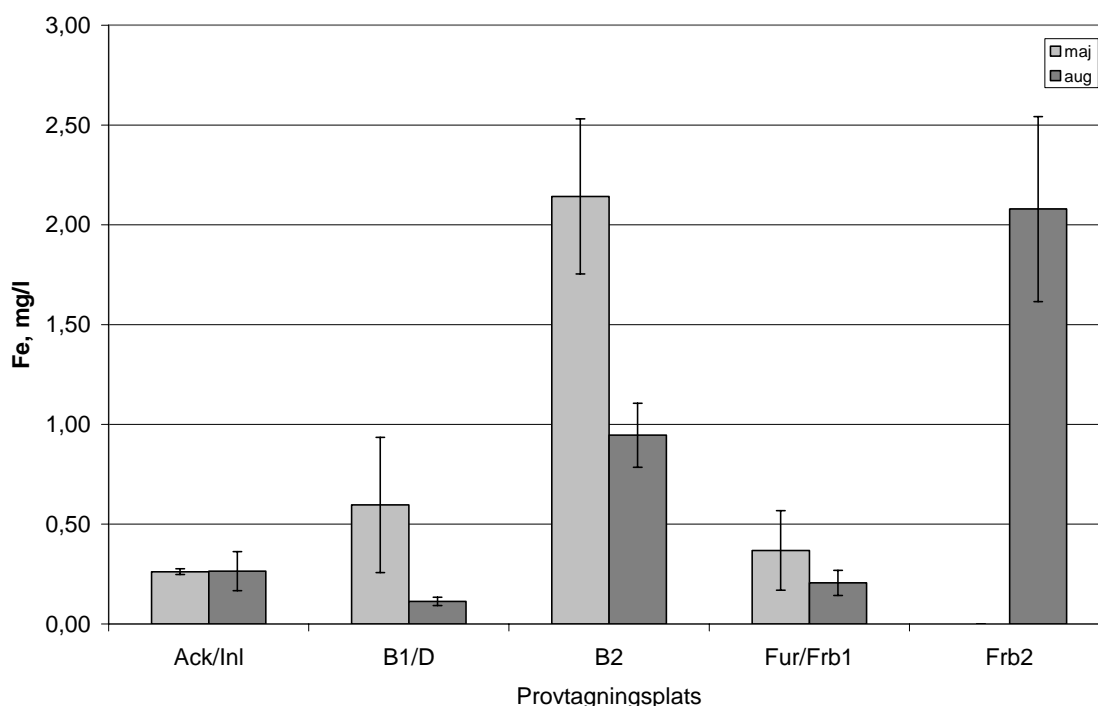


Figur 9. Medelvärde för halten nitrat i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

Halten totalkväve är generellt lägre i Fursjön och Fredstorpsbäcken vid utloppet än i övriga vatten (figur 8). Skogsbäckarna uppvisar en stark positiv korrelation mellan TOC och N-tot (jämför figur 6 och 8). Figur 8 visar också en allmän trend av högre halter av N-tot i augusti jämfört med maj.

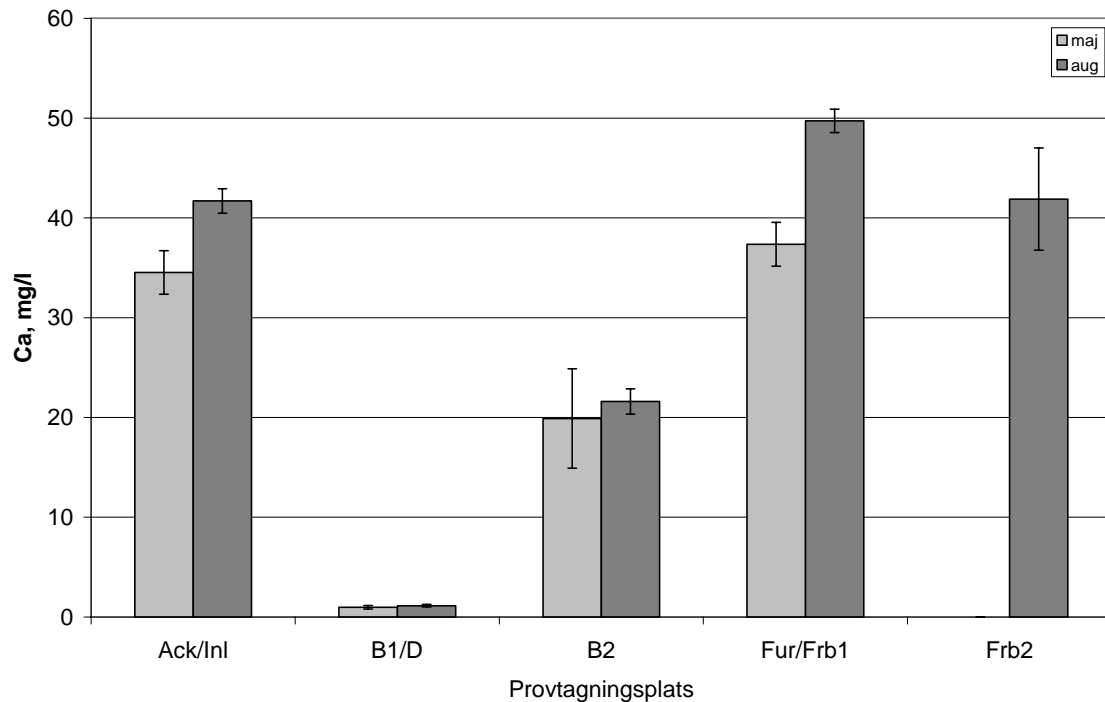
En jämförelse mellan figur 8 och 9 visar att nästan hela N-tot består av organiskt bundet kväve och är således kopplat till den naturliga utlakningen av organiskt material. Halterna nitrat är mycket låga eller ej detekterbara, med två undantag; dels den ena av skogsbäckarna i maj och dels provpunkterna längre nedströms i Fredstorpsbäcken i augusti (figur 9).

5.2.3. Järn, kalcium och kisel



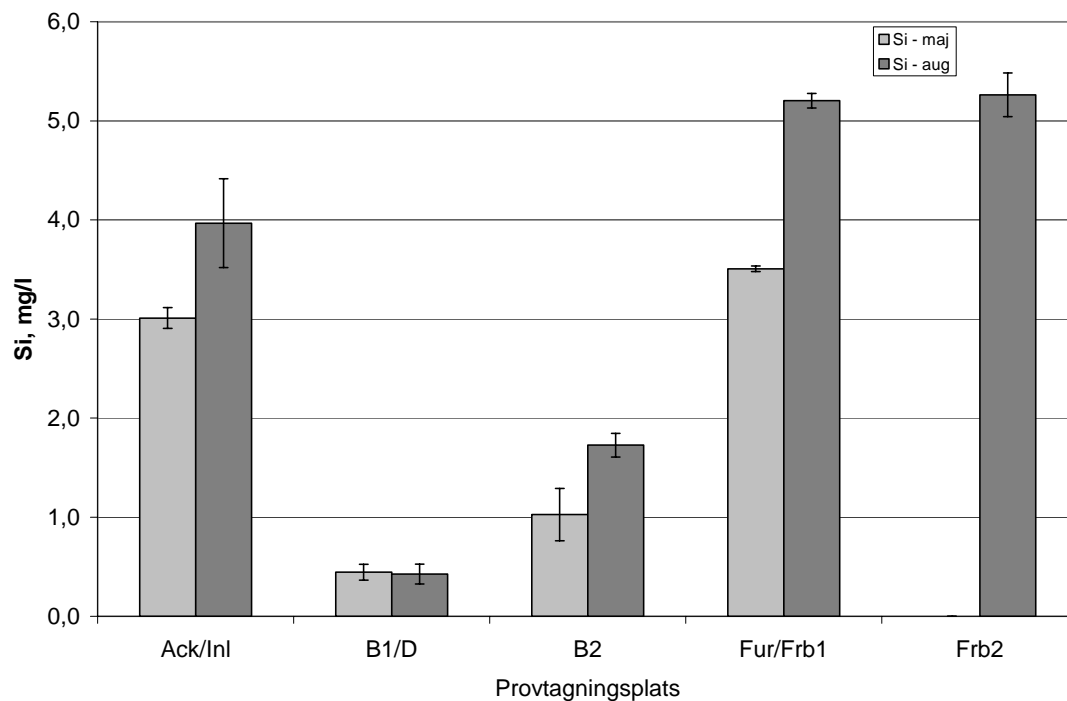
Figur 10. Medelvärde järn i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

Järnhalterna i skogsbäckarna är högre än i övriga vatten kring Fursjön, och speciellt i den ena av skogsbäckarna (figur 10). Anmärkningsvärt är också de höga halterna längre nedströms i Fredstorpsbäcken. En allmän trend är också högre halter i maj jämfört med augusti.



Figur 11. Medelvärde för kalcium i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

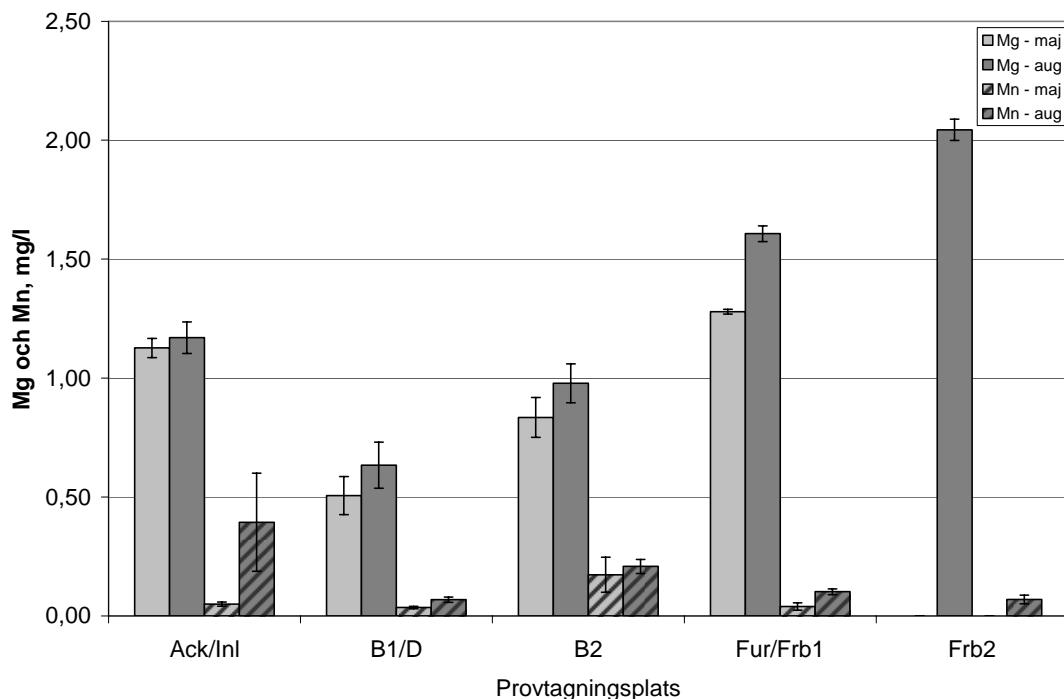
Vattnet i och runt Fursjön har en hög halt av kalcium både vår och sommar (figur 11). Detta visar att vattnet till stor del har sitt ursprung i områden med kalkhaltig jord. Jämförelsen mellan de lokala tillflödena och Fredstorpsbäckens genomströmmande vatten kan indikera att denna kalkpåverkan snarare kommer via Fredstorpsbäcken än från markområden kring Fursjön. De lägre kalciumhalterna i skogsbäckarna sammanfaller med vattnets lägre pH och högre halt organiskt material, det vill säga ett omvänt förhållande jämfört med järn.



Figur 12. Medelvärde för kisel i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

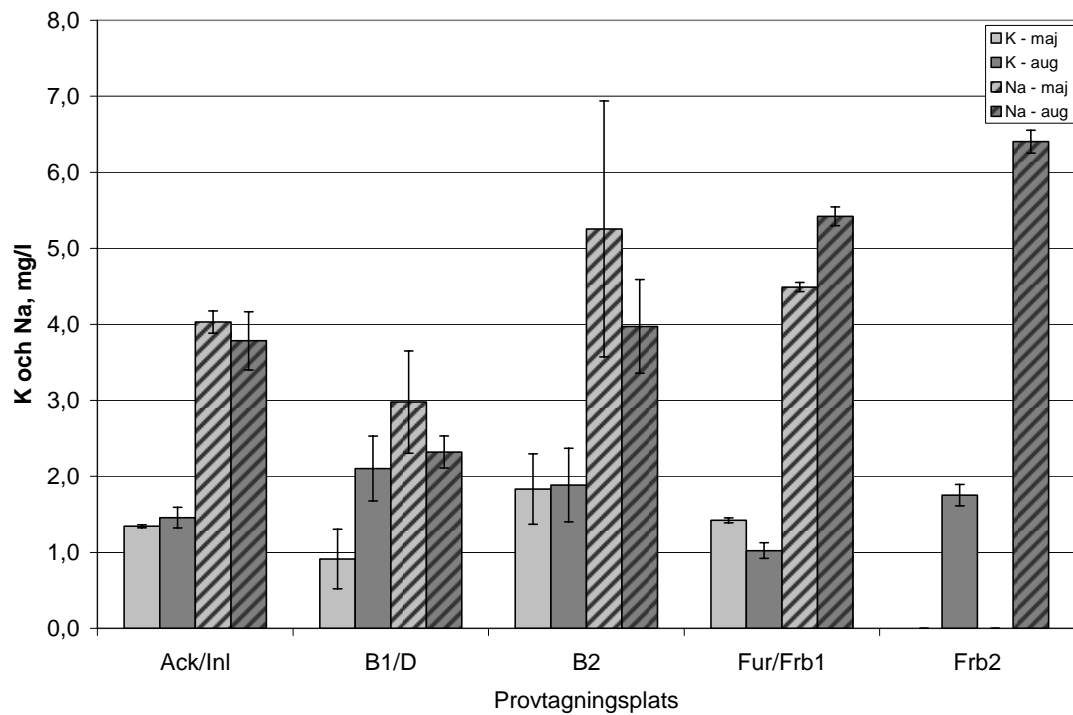
I augusti är det generellt högre kiselhalter än i maj (figur 12). I övrigt är mönstret för kisel mycket likt kalcium.

5.2.4. Magnesium, mangan, kalium och natrium.



Figur 13. Medelvärde för magnesium och mangan i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

Mönstret för magnesium är, i likhet med kalcium och kisel men något mindre utpräglat, att de lokala tillflödena till Fursjön har lägre koncentrationer än i den genomströmmande Fredstorpsbäcken. Vad gäller mangan tycks den av skogsbäckarna (B2) som även var en stark källa för järn, ha förhöjda halter.



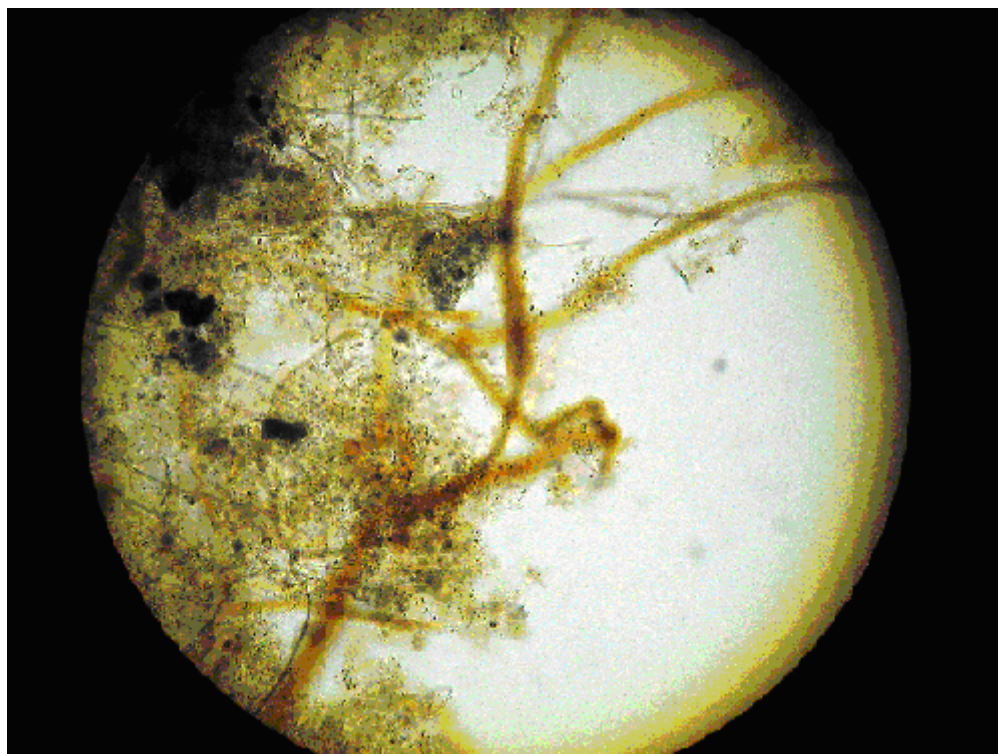
Figur 14. Medelvärde för kalium och natrium i maj och augusti 2006 i Fursjön och omgivande vattendrag. I figuren visas också medelfel för varje medelvärde.

Kalium och natrium varierar tämligen oregelbundet med avseende både på provtagningstillfällen och på provtagningspunkt. Dock tycks natriumkoncentrationerna, i likhet med magnesium ovan, öka längre ner utmed Fredstorpsbäcken.

5.3. Mikroskop- och elementanalyser av suspenderat och sedimenterat material



Figur 15. Ytsediment i Fredstorpsbäcken, november 2006. 250 gångers förstoring. De trådformiga formationerna är sannolikt järnbakterien *Sphaerotilus natans*.



Figur 16. Suspenderat material i Fredstorpsbäcken, november 2006. 400 gångers förstoring. De ca 1-2 µm tjocka filamenten är här omgivna av tjocka brunfärgade slemhöljen, till en total diameter av ca 5-10 µm. Sannolikt *Sphaerotilus natans*.

Sedimentet som togs från kanten på Fredstorpsbäcken såg ut som en blandning av järnockra, dy och rottrådar. Det indunstade materialet är från 1,5 liter bäckvatten från Fredstorpsbäcken.

Undersökningar av vatten och sediment i ljusmikroskop visade att järnbakterier finns närvarande (figur 15 och 16). Figurerna ovan är från material inhämtat i november 2006. Även vatten som inhämtats i augusti studerades i ljusmikroskop men vid detta tillfälle togs inga bilder. Då syntes tjockare, mer krusiga trådar som syntes utgå från ett centrum, jämfört med de ”raka rör” som syns i figur 15 och 16 ovan. Detta indikerar troligen att en annan art av järnbakterier dominerade i augusti jämfört med november. Sannolikt var det *Gallionella ferruginea* som sågs i mikroskopet i augusti och *Sphaerotilus natans* i november. Bägge dessa hör till den grupp av järnoxiderande bakterier som trivs vid relativt höga pH-värden.

Tabell 3. Procentuell andel av makroelement i ytligt sediment från Fredstorpsbäcken (redovisas som medelvärde från två sampel), samt i indunstat material från vatten i Fredstorpsbäcken. Augusti 2006.

(%)	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si
Sediment	0,08	5,0	27	0,05	0,07	1,7	0,09	0,08	1,8	4,5
Indunstat material	0,55	17	20	0,37	0,56	1,2	1,12	0,21	5,7	9,2

Tabell 4. Procentuell andel av mikroelement i ytligt sediment från Fredstorpsbäcken (redovisas som medelvärde från två sampel), samt i indunstat material från vatten i Fredstorpsbäcken. Augusti 2006.

(mg/kg)	B	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Sediment	8	<0.1	2,0	13	6,6	10	4,5	77
Indunstat material	45	3,4	16,7	56	117	1240	86,3	796

Analysen av både ytsediment och indunstat material från Fredstorpsbäcken bekräftade att en dominerande viktsandel bestod av järn (tabell 3). Det indunstade suspenderade materialet innehöll mycket kalcium, vilket kan indikera utfällning av kalciumkarbonat på de trådformiga bakterierna. Även andelen kisel är stor vilket kan vara en indikation på inblandning även av kiselalger.

Beträffande flertalet mikroelement uppvisar den i vattnet suspenderade blandningen av bakteriebiomassa, järnockra, kalciumkarbonat och kiselalger en mycket stark anrikning jämfört med sedimentet (tabell 4). Speciellt antyder denna enstaka provanalys att anrikningen av nickel är extremt hög.

6. Diskussion

6.1. Markprover

Resultatet från markproverna indikerar att Fursjön omgärdas av kärrtorv. Det fanns dock en stor variation inom de olika markproverna vad gäller till exempel pH, askhalt och kväveinnehåll (se Appendix 2). Många av proverna togs i vassområdet nära sjön och dessa uppvisar höga pH och högt näringsinnehåll, som förväntat. De prover som tagits längre från strandområdet, i torvområdet väster och öster om sjön har ett lägre pH och är näringsfattigare. Enligt en detaljerad jordartskarta över Rämningstorps fastighet är torven som omgärdar Fursjön näringsfattigare vitmossetorv, medan Acksjön och inloppet till Fursjön omgärdas av kärrtorv.

Medelvärdena för N-tot och C/N-kvot indikerar inte att det generellt är stor risk för nitrifikation och kväveutlakning, men i kombination med höga pH-värden är de naturgivna förutsättningarna för nitrifikation i vissa delområden ändå så goda att periodvis nitratutlakning till Fredstorpsbäcken inte kan uteslutas. Utlösande orsaker skulle kunna vara såväl naturliga som skogsbruksrelaterade, exempelvis sänkning av grundvattenytor under tillfälliga torrperioder, sänkning av grundvattenytor genom dikesrensning, eller omfattande störningar (stormfällningar, kalhuggning) av vegetationstäckets kapacitet att ta upp kväve.

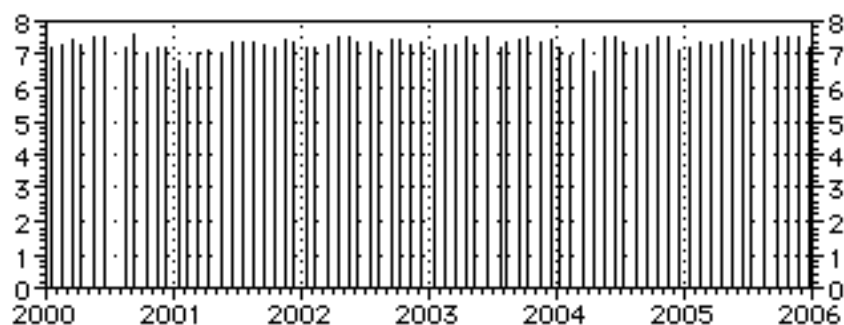
6.2. Vattenprover

Som jämförelse med Fredstorpsbäckens vattenprover används data för vattenkemi i Tidan (Miljöanalys SLU 2006), vilken börjar vid utloppet från sjön Östen, belägen cirka 1,5 mil norr om Skövde. Tidan utmynnar i Väneren vid Mariestad. Tidan är ett mycket större vattendrag än Fredstorpsbäcken och rinner i stort sett uteslutande genom jordbruksmark, till skillnad från Fredstorpsbäcken men kan dock tjäna som jämförelsevatten då vattendragen påverkas av liknande geologiska förhållanden.

6.2.1. pH, alkalinitet och TOC

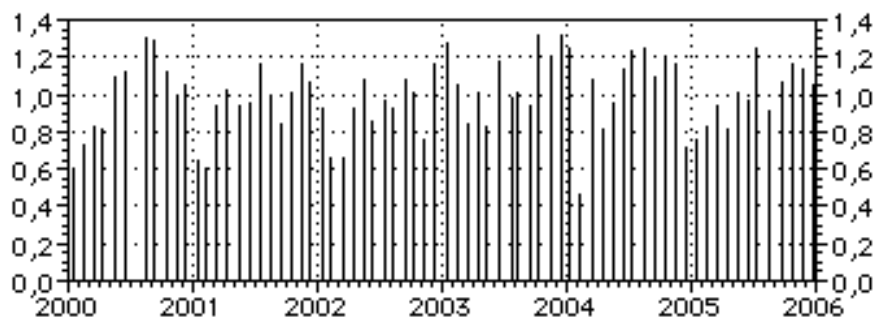
Sammantaget visar resultaten att i både Acksjön, inloppet och i Fursjön råder höga pH-värden. Däremot skiljer sig bäckarna i nordost och diket väster om sjön. Bäckarnas lägre pH och alkalinitet beror sannolikt på att vattnet kommer från barrskogsmark och att det påverkas av en annorlunda torvsammansättning än den som omgärdar Acksjön och inloppet. Fursjön och Fredstorpsbäckens höga pH har troligen sin förklaring av att det dels har sitt ursprung i områden med kalkhaltig jord, men också att grundvatteninflödet till Fursjön påverkas av vassområdet som omgärdar sjön. De markprover som togs här visar ett högt pH i detta område. Detta är troligen ett område som till stor del utgjorde sjöbotten innan sjösänkningen på 1920-talet.

Jämfört med Tidan är pH värdet ungefär detsamma som i Fredstorpsbäcken (jämför figur 4 och figur 17 nedan).



Figur 17. pH, Tidan 2000-2006 (Miljöanalys SLU 2006)

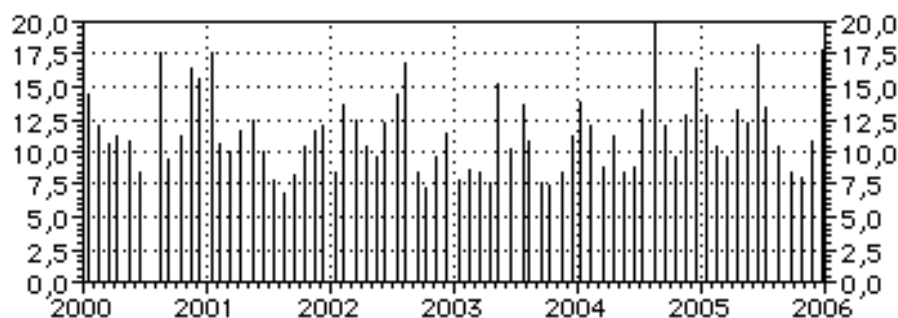
Beträffande vattnets buffertförmåga mot vätejoner har Tidan mätts med en principiellt annorlunda metod som synes av enheterna –, vilket komplicerar direkta jämförelser (jämför figur 5 och figur 18). En approximativ omräkningsfaktor är dock: $12 \times \text{alk. (mekv HCO}_3^-/\text{l}) = \text{IC (mg C/l)}$. Om denna tillämpas i jämförelsen mellan Tidan och Fredstorpsbäcken blir slutsatsen att Fredstorpsbäcken har högst alkalinitet; ungefär dubbelt så hög som Tidan.



Figur 18. Alk/Acid mekv/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

Från figur 6 noterades att de två bäckarna i nordost samt diket har flera gånger högre halter av organiskt kol (TOC) än övriga mätplatser. Detta gäller både för maj och augusti och i stort sett allt kol är av organiskt ursprung i dessa skogsbäckar. I de två sjöarna, samt inlopp och utlopp till Fursjön, råder omvänt förhållande.

Medelvärdena för oorganiskt kol (IC) ligger mellan cirka 20-25 mg C/l (figur 5) i Fredstorpsbäcken. Fredstorpsbäckens vatten innehåller dock en hel del organiskt material men detta material har dock ingen surgörande effekt, eftersom det har en hög basmättnadsgrad och bidrar därför i praktiken med ytterligare alkalinitet till systemet. Fredstorpsbäcken är således ett vatten som är mycket bra buffrat mot försurning.



Figur 19. TOC mg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU 2006)

En jämförelse med halten totalt organiskt kol (TOC) i Tidan visar en generellt högre halt i Fredstorpsbäcken än i Tidan (jämför figur 6 och figur 18). Detta borde kunna förklaras genom att Fredstorpsbäcken rinner genom skogsmark (barrskog), vars bidrag till bäckvattnet ofta har höga koncentrationer av lösta humussubstanser. Tidan rinner inte genom skogsmarker och har således ett naturligt mindre tillskott av organiskt kol.

6.2.2. Kväve och fosfor

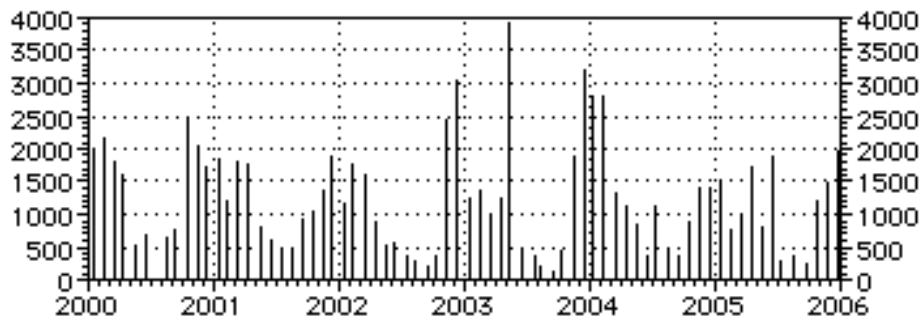
Koncentrationerna av produktionsdrivande näringsämnen i det studerade avsnittet av Fredstorpsbäcken vid Fursjön tyder inte på stora problem med övergödning.

Trots frånfallet av bekräftande fosfatanalyser är det en rimlig slutsats att de högre halterna fosfor i de tillrinnande skogsbäckarna inte är indikationer på fosfatutlakning, utan helt sannolikt organiskt bundet fosfor knutet till de höga halterna av löst och eventuellt också suspenderat organiskt material i dessa brunfärgade vatten.

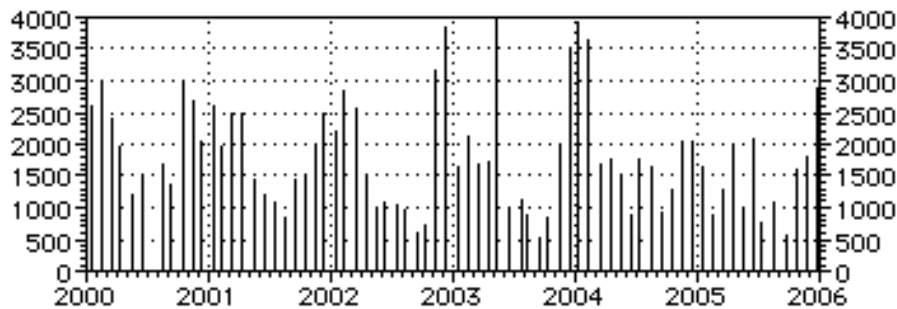
I likhet med utlakningen av totalfosfor från de två skogsbäckarna är de högre halterna av totalkväve i samma vatten en förväntad och normal följd av de högre TOC halterna och därför inte anmärkningsvärda. Detta bekräftas av att nitrathalterna var under detektionsgränsen (B1/dike) eller utgjorde endast en liten andel av N-tot (B2). Förekomsten av nitratkväve i vårflödesvattnet från skogsbäcken B2 är visserligen en viktig varningssignal, men i nuläget tycks alltså utlakningen av nitratkväve från torvområdena runt Fursjön vara obetydlig.

Däremot uppträder relativt höga koncentrationer nitrat längre nedströms i Fredstorpsbäcken. Resultaten tyder dock på att detta nitrat troligtvis inte har sitt ursprung i Fursjön eller skogsmarken däromkring. Tidans vatten uppvisar emellertid ännu högre nitrathalter än i Fredstorpsbäcken (figur 20). Detta kan förklaras av att Tidan mest rinner genom jordbruksmark, vars avrinningsvatten kan bestå av en större andel nitrat än avrinningsvatten från skogsmark som ofta består av en högre andel organiskt kväve.

Halten totalkväve och nitrat varierar kraftigt under året. Detta har att göra med vattenföring och tidpunkten för när halterna mäts har därför stor betydelse. I anslutning med stora nederbördsmängder bör sannolikt halterna öka. En minst lika viktig faktor som vattenföringen är att utlakningen också sker under den period då vegetationen inte har ett aktivt upptag av kväve. Sommaren 2006 var särskilt nederbördsfattig och vattenföringen i bäckarna var således större i maj än i augusti, vilket visade sig tydligt vid provtagning då de små bäckarna delvis under vissa sträckor var uttorkade. Vegetationens upptag påverkar också resultaten.



Figur 20. NO₂+NO₃-N µg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006). Anmärkning: Halten nitrat har här mätts tillsammans med halten nitrit (NO₂) men då andelen av den senare är så liten av det samlade värdet fungerar det som jämförelsematerial med halterna nitrat i Fredstorpsbäcken.



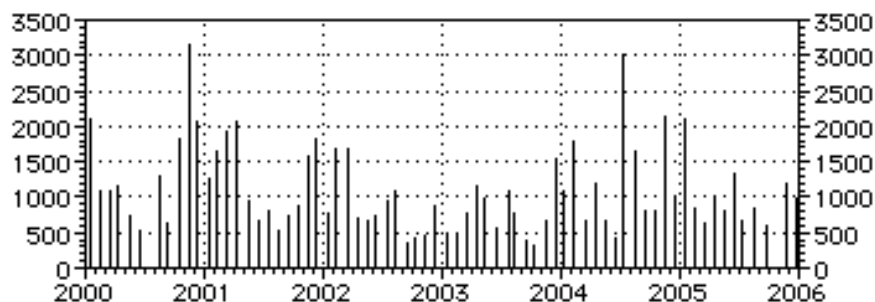
Figur 21. Tot-N µg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

6.2.3. Järn, kalcium och kisel

Koncentrationer av fritt oxiderat järn i jonform i vatten är alltid mycket låga. Det mesta av järnet i syresatta vatten uppträder som suspenderade kolloider av järnhydroxid (Fe(OH)₃) och i lösta komplex med organiska ämnen, främst humus. Komplexbindning med organiska ämnen, innebär att koncentrationen och biotillgängligheten av järn kan öka betydligt. Utströmmande grundvatten med höga halter av reducerat järn (Fe²⁺) är däremot ett vanligt fenomen såväl i skogsmark som i odlade områden. Det är en helt naturlig process, men utflödet till ytvatten kan förstärkas genom åtgärder såsom dikning av våtmarker och dikning eller dränering av odlad mark.

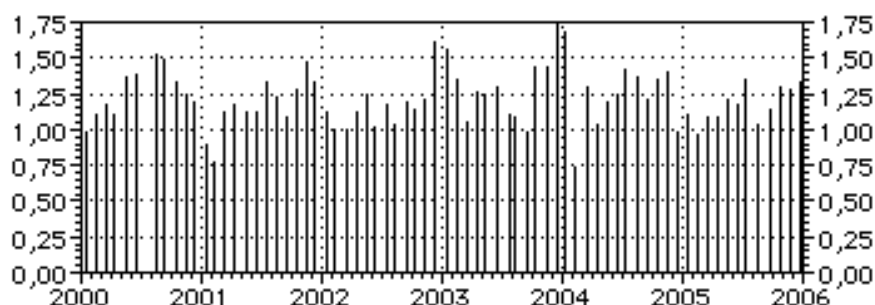
Järnhalterna i skogsbäcken B2 i maj och nedströms i Fredstorpsbäcken i augusti är mycket höga. Troligen är huvuddelen av järnet i skogsbäckarna på våren i tvåvärd jonform och sannolikt är också det mesta adsorberat till löst organiskt material i vattnet. Fursjöns skogsbäckar är troligtvis inte huvudkällan för de anmärkningsvärt höga järnhalterna som uppträder längre nedströms i Fredstorpsbäcken i augusti. De stabilt höga halterna i alla provpunkterna nedströms tyder istället på att tillförsel av järnrikt vatten sker även längre ner utmed bäcken, kanske både via diffus utströmning och koncentrerade tillflöden. Järnhalter i Fredstorpsbäcken nedströms Fursjön (cirka 2 mg Fe/l) är höga också i jämförelse med halterna i Tidan (cirka 1 mg Fe/l; figur 22). I båda systemen är järnhalterna mycket höga jämfört med typiska svenska sötvatten.

Orsaken till att de uppmätta järnhalterna i Fursjön i augusti inte var extremt höga, trots att vattnet då var tydligt grumligt av suspenderad järnockra, torde ligga just i att de järnoxiderande bakterierna överfört löst och komplexbundet järn till järnockra och att huvuddelen av dessa järnoxider har sedimenterat i provkärlen och därför inte ingår i uppmätta värden.



Figur 22. Fe µg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

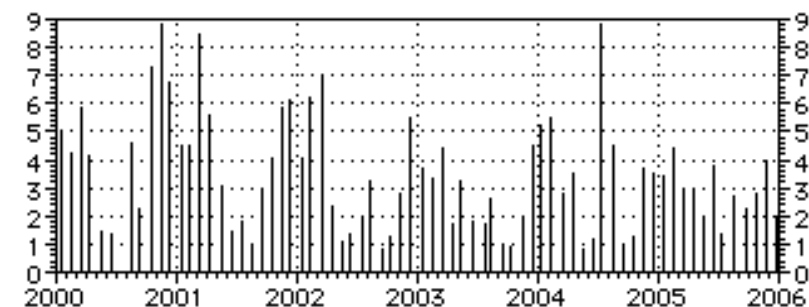
Kalciumkoncentrationerna i Fredstorpsbäcken är ungefär lika stora som i Tidan, det vill säga cirka 40 mg/l, eller cirka 1 mekv/l (figur 23). I jämförelse med typiska svenska sötvatten är detta höga värden.



Figur 23. Ca mekv/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

Kisel finns ofta i relativt höga koncentrationer i sötvatten och uppträder i två huvudskaliga former; som kiselsyra eller i partikulär form. Tillgängligheten av kisel kan kraftigt påverka algsuccessioner och produktiviteten i sjöar och vattendrag. Detta förhållande gäller också omvänt, det vill säga en kraftig tillväxt av kiselalger kan temporärt minska kiselhalten i sjöar och vattendrag.

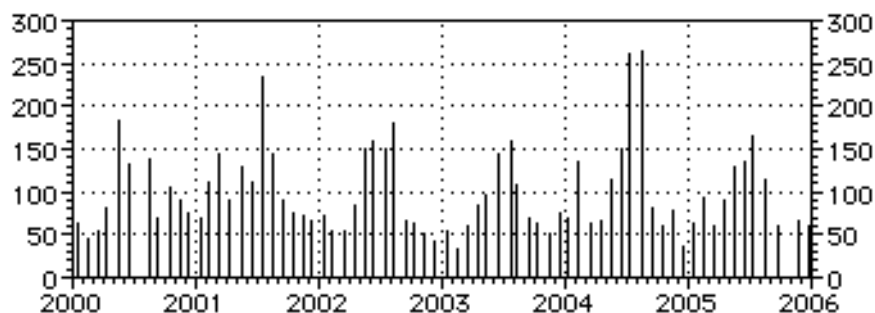
Jämfört med Tidan ter sig kiselhalterna inte extrema i vattendragen runt Fursjön. I bägge fallen ligger de kring 3-4 mg Si/l (jämför figur 12 och figur 24). Halterna i Tidan visar en tydlig variation över året.



Figur 24. Si mg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

5.2.4. Magnesium, mangan, kalium och natrium.

Av dessa ämnen är det endast mangan som antas ha någon betydelse för vattenkvaliteten i Fredstorpsbäcken. Lösligheten för oxiderade former av mangan är låg, men dock betydligt högre än för järnoxider. Båda ämnena reagerar emellertid på liknande sätt vid reducerande förhållanden, nämligen att lösligheten ökar starkt. Manganhalterna i Fredstorpsbäcken är i storleksordningen 100 µg/l och därmed ungefär lika höga som de man finner i Tidan (se figur 13 och figur 25 nedan). Det kan noteras att det syns en tydlig säsongsvariation av halten mangan i Tidan, med högsta halter under sommarmånaderna.



Figur 25. Mn µg/l, Tidan 2000-2005 (Miljöanalys SLU, 2006)

6.3. Slutsatser

Generellt syns en tydlig trend av inflöden av vatten med olika kemisk sammansättning till Fursjön. Dels ett från det vattensystem som förbinder Fursjön med Acksjön. Detta är ett vattensystem som leds tillbaka till Flämsjön som ligger öster om Fursjön (se Appendix 1). Det andra inflödet kommer via de små bäckarna i nordost men troligen också genom grundvatteninströmning till Fursjön. Detta vatten har fått en annan karaktär på grund av att det rinner genom torvtäckta områden och marklager med stor kapacitet för mobilisering av järn.

På en karta från Skara kommun finns fyra så kallade "slagghvarpar" markerade längs en sträcka utmed Fredstorpsbäcken. Slagghvarp är en avfallshög från produktion av järn från myrmalm. Detta indikerar sedan länge naturligt höga koncentrationer av järn i området. På en jordartskarta över Rämningstorps fastighet finns också markerat både "järnockra i torv" och "siderit jämte järnockra i torv" i området, om än ej i direkt anslutning till Fredstorpsbäcken. Dessa uppgifter indikerar att järn helt naturligt alltid varit en framträdande aspekt av den kemiska miljön i områdets mark- och vattensystem.

Då Fredstorpsbäcken rensades 1999 och grumling uppstod var det antagligen ett resultat av flera olika händelser, vilka hypotetiskt skulle kunna hänga samman enligt följande. I samband med rensningen hade stora områden med skog på utströmningsområden med grund torv avverkats i Fursjöns närområde. De översta markskikten hade dessförinnan under mycket lång tid varit dränerade och syresatta av diken och växlig skog, och därför samlat på sig alltmer utfällda järnoxider med ursprung från uppströmmande syrefattigt grundvatten. Kalavverkningarna, tillsammans med det faktum att diken växt igen, höjde grundvattenytan i området. Då grundvattenytan höjdes ledde detta till högre grad av syrgasbrist i yt nära markskikt och en återreduktion av förrådet av oxiderat järn. Då rensning av Fredstorpsbäcken skedde, återställdes en effektiv dränering av järnhaltigt grundvatten från dikets närområde. Dikesrensningen kan följaktligen ha ökat utflödet av reducerat järn.

Idag sker en igenväxning av Fursjön som är en naturlig ekologisk process, som dock kan ha påskyndats dels av sjösänkningen under 1920-talet och möjligtvis också av dikesrensningen 1999. Sjön omges av ett 10-15 meter brett bälte av vass och under sommaren 2006 var hela sjön täckt av näckrosor. Detta orsakar en hög förbrukning av syre genom växternas respiration och bidrar till att skapa en reducerad miljö i stora delar av den grunda sjön, vilket i sin tur möjliggör förekomst av höga koncentrationer löst reducerat järn. En sådan miljö, i kombination med det höga pH som råder i Fursjön, gynnar tillväxten av järnbakterier som till exempel *Gallionella ferruginea* och *Sphaerotilus natans*. I kontaktzonen till det syresatta vattnet i Fredstorpsbäcken har järnbakterierna möjlighet att utfälla stora mängder av oxiderat järn (järnockra). Resultaten från undersökningar av sediment och vatten från Fredstorpsbäcken visade att järnbakterier finns närvarande. Dessutom tyder analyserna av indunstat material och sediment från bäcken på att största delen av detta bestod av järnockra.

Då inga kemiska sediment påträffats under rensningen eller konstaterats synliga i området är det inte troligt att erosion av ett exponerat fossilt kemiskt sediment är förklaring till grumlingen. Däremot pekar resultaten mot att en pågående process av biokemisk utfällning av järnockra sker i Fursjön och Fredstorpsbäcken. Då järnockra är en blandning av järnoxider och de järnbakterier som katalyserat den biokemiska oxidationen av reducerat järn, blir slutsatsen att de två hypoteser som sattes upp från början, bägge utgör förklaring till grumling i Fredstorpsbäcken.

Litteraturförteckning:

- Ahlberg, Mats *a*, 2006: muntl. personligt möte (mars 2006)
- Ahlberg, Mats *b*, 2006: muntl. personligt mail (mars 2006-05-04)
- Brönmark och Hansson.1998: *The Biology of Lakes and ponds*. Oxford University press.
- Eriksen, Geir, 2006: muntl. personligt möte (maj 2006)
- Hogdin, Susanna, 2007: skriftl. personligt mail (2007-01-16)
- Kjellberg, Lennart 2006: skriftl. personligt brev och material från Skara kommun (2006-11-14)
- Lantmännens terrängkarta 8D NV Skara
- Länsstyrelsen i Västra Götaland 1999: Diarienummer 232-44334-99
- Länsstyrelsen i Västra Götaland 2004: Diarienummer 535-46062-2004
- Länsstyrelsen i Västra Götaland 2005: Diarienummer 535-46062-2004
- Miljöanalys SLU 2006: Datavärdskaap/vattenkemi/databank för vattenkemi/referensvattendrag, nat /Tidan Mariestad (Hämtdatum 2006-11-10)
[http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=270](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=270)
- Miljömålsportalen *a*, 2007: Miljömålen/Bakgrund (Hämtdatum 2007-01-11)
http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/bakgrund.php
- Miljömålsportalen *b*, 2007: Levande sjöar och vattendrag (Hämtdatum 2007-01-11)
http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal8.php
- Munthe, H.; Westergård, A. H.; Lundquist, G. 1928: *Beskrivning till kartbladet Skövde*. Kungl. Boktryckeriet. P. A. Nordstedt & Söner, Stockholm.
- Nationalencyklopedin, 2006: Jordart (Hämtdatum 2006-12-18)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=217168
- Nationalencyklopedin, 2007 *a*: Bleke. (Hämtdatum: 2007-01-09)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=130701
- Nationalencyklopedin, 2007 *b*: Kalktuff. (Hämtdatum: 2007-01-09)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=219830
- Nationalencyklopedin, 2007 *c*: Järnockra. (Hämtdatum: 2007-01-16)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=218695
- Nationalencyklopedin, 2007 *d*: Järnbakterier. (Hämtdatum 2007-01-16)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=218631

Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, 2003: *Åmansboken*. Wallin&Dalholm Boktryckeri AB.

SGU Berggrundskarta över Skaraborgs län 1989

Skogsstyrelsen, 2004: Kjellin, P. *Rensning av skogsdiken*. Bestnr:1015. Elander Berlings AB.

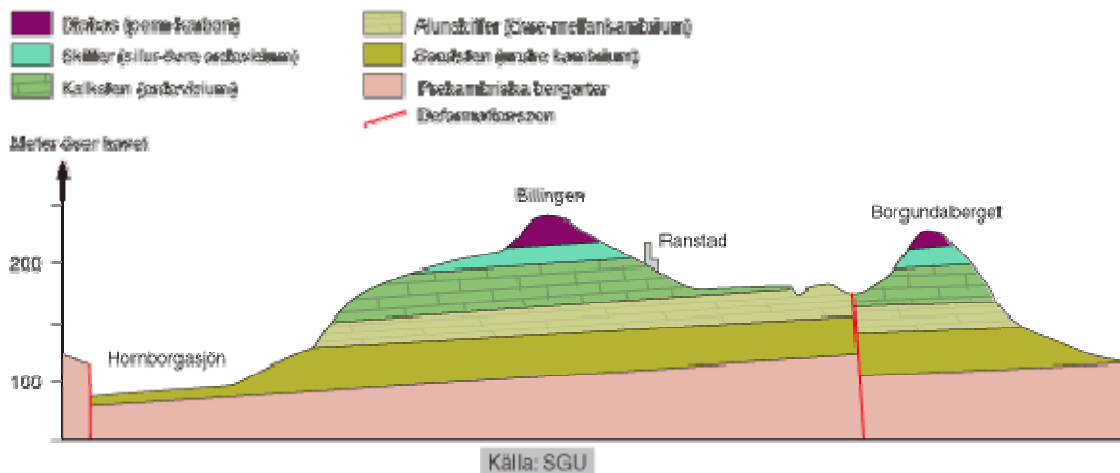
SMHI 2006: Sjöregister. (Hämtdatum 2006-09-02)
<http://www.smhi.se/>

SNA 2003: *Sveriges Nationalatlas - Västra Götaland*. Ljung, Örebro.

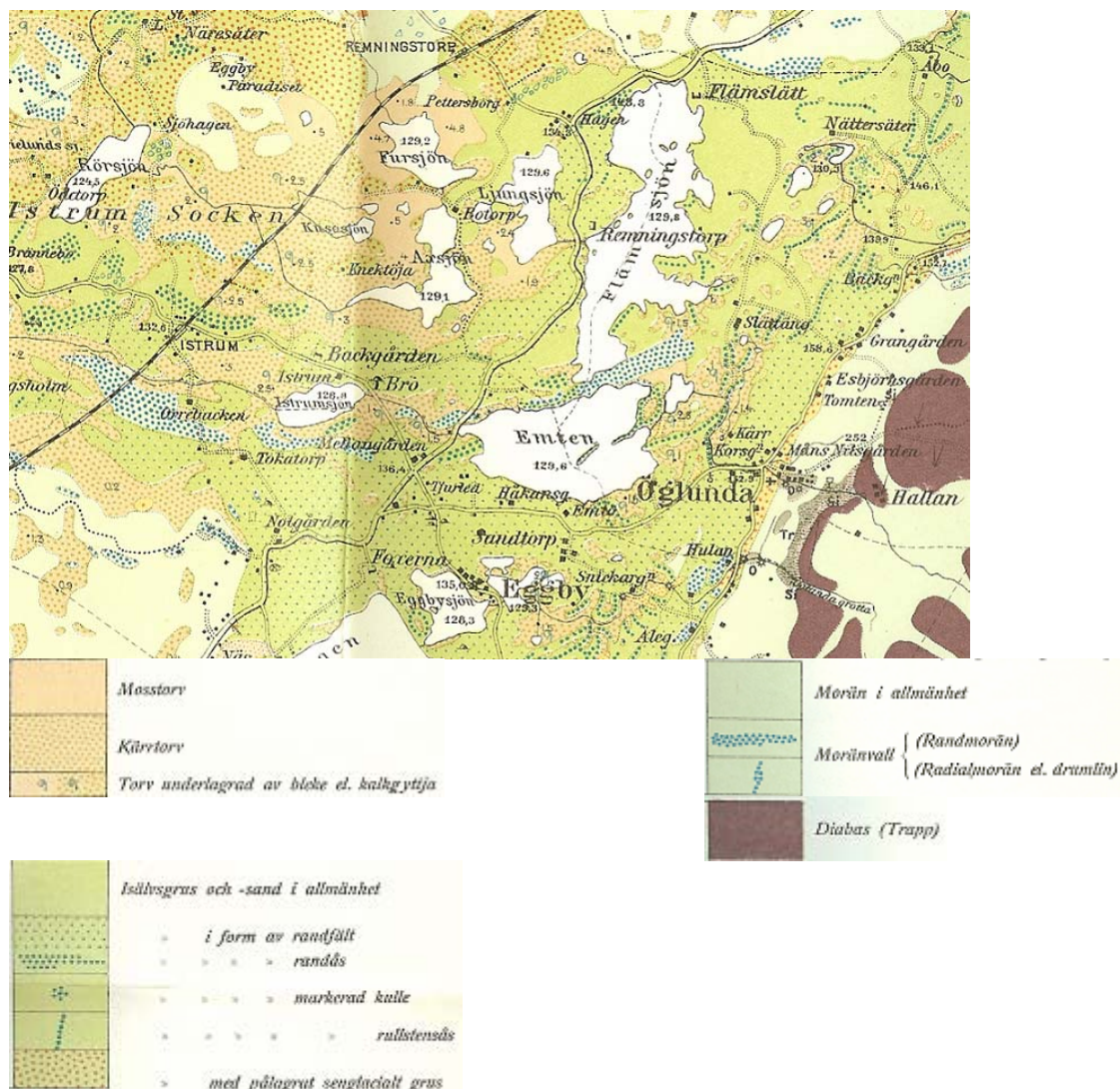
Wetzel, Robert G. 2001: *Limnology Lake and River Ecosystems*. Academic Press, United States of America.

Appendix 1.

TVÄRSNITT GENOM BILLINGEN OCH BORGUNDABERGET



Tvärsnitt genom Billingen. Från SNA, Västra Götaland, 2003.



Jordartskarta över området kring Fursjön. I högra nederkanten ses Billingen. Från Munthe et al., 1928.

Appendix 2.

Mätta variabler i markprover runt Fursjön i maj 2006.

Prov	pH	Askhalt (% av ts)	N %	C %	C/N
1	3,97	6,17	2,06	49,1	24
1.3	6,43	12,2	2,40	46,2	19
2	6,17	10,8	1,78	39,7	22
3Ö30	6,07	10,6	1,13	48,2	43
3U30	6,12	7,27	1,21	50,7	42
4	4,25	1,5	0,83	46,2	56
5Ö25	6,00	16,0	1,13	49,7	44
5U35	6,07	13,4	2,12	51,3	24
6	5,15	6,58	0,81	53,8	67
7	5,66	9,13	1,42	48,1	34
8Ö20	5,96	10,9	1,51	46,1	31
8U40	6,29	7,69	1,84	51,5	28
Medel	5,68	9,35	1,52	48,4	36
Standav	0,80	3,83	0,52	3,65	14,52
Medelfel	0,23	1,11	0,15	1,05	4,19

Appendix 3 a.

Mätta variabler i Fredstorpsbäcken, Fursjön och dess tillflöden, i maj 2006. "0" anger värden under detektionsgränsen.

Område	Prov	pH	IC/Alk mg/l	TOC mg/l	N-NO3 mg/l	TotN mg/l	TotP mg/l	Ca mg/l	Fe mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Na mg/l	Si mg/l
Ack/Inl	A1	8,03	15	16	0	0,62	0	30,5	0,29	1,4	1,2	0,05	4,3	3,2
Ack/Inl	Ia	7,56	19	14	0	0,61	0	38,0	0,25	1,3	1,1	0,06	4,0	3,0
Ack/Inl	Ib	7,98	16	13	0	0,67	0	35,1	0,25	1,3	1,1	0,03	3,8	2,8
Medelvärde:		7,86	17	15	0,00	0,63	0,00	34,5	0,26	1,3	1,1	0,05	4,0	3,0
Medefel:		0,15	1	1	0,00	0,02	0,00	2,2	0,01	0,02	0,04	0,01	0,1	0,1
B1/D	D1	3,62	0	128	0	1,88	0,04	0,9	0,26	2,0	0,5	0,03	2,4	0,5
B1/D	B1a	3,48	0	141	0	1,82	0,01	1,2	0,30	0,3	0,6	0,02	4,2	0,4
B1/D	B1b	3,49	0	150	0	2,10	0,09	1,4	1,61	1,0	0,7	0,05	4,0	0,6
B1/D	B1c	3,78	0	82	0	1,51	0,00	0,5	0,21	0,3	0,3	0,04	1,4	0,2
Medelvärde:		3,59	0	125	0,00	1,83	0,04	1,0	0,60	0,9	0,5	0,03	3,0	0,4
Medefel:		0,07	0	15	0,00	0,12	0,02	0,2	0,34	0,4	0,1	0,01	0,7	0,08
B2	B2a	4,76	0	100	0,25	2,09	0,02	12,7	2,25	0,8	0,7	0,12	3,7	0,8
B2	B2b	5,07	0	100	0,50	2,51	0,03	14,4	2,29	1,5	0,7	0,16	3,5	0,8
B2	B2c	5,77	0	130	0	2,80	0,15	18,0	2,95	2,0	1,0	0,38	3,5	0,8
B2	B2d	6,32	3	139	0,24	4,52	0,12	34,5	1,08	3,0	1,0	0,04	10,3	1,8
Medelvärde:		5,48	1	117	0,25	2,98	0,08	19,9	2,14	1,8	0,8	0,17	5,3	1,0
Medefel:		0,35	1	10	0,10	0,53	0,03	5,0	0,39	0,5	0,1	0,07	1,7	0,3
Fur/Frb1	Fa	7,48	19	15	0	0,45	0	40,3	1,55	1,5	1,3	0,12	4,3	3,5
Fur/Frb1	Fb	7,68	17	12	0	0,46	0	32,6	0,33	1,4	1,3	0,02	4,4	3,6
Fur/Frb1	Fra	7,67	25	17	0	2,78	0,03	48,6	0,05	1,6	1,3	0,01	4,5	3,5
Fur/Frb1	Frb	7,48	20	13	0	0,41	0	38,7	0,19	1,3	1,3	0,05	4,4	3,6
Fur/Frb1	Frc	7,47	18	10	0	0,58	0	35,3	0,11	1,4	1,2	0,03	4,5	3,4
Fur/Frb1	Frd	7,63	19	11	0,11	0,47	0	33,5	0,19	1,4	1,3	0,04	4,7	3,5
Fur/Frb1	Fr yt	7,77	16	13	0	0,49	0	32,5	0,17	1,4	1,3	0,01	4,7	3,4
Medelvärde:		7,60	19	13	0,02	0,81	0,00	37,4	0,37	1,4	1,3	0,04	4,5	3,5
Medefel:		0,05	1	0,8	0,02	0,33	0,00	2,2	0,20	0,03	0,01	0,02	0,1	0,03

Appendix 3b.

Mätta variabler i Fredstorpsbäcken, Fursjön och dess tillflöden, i augusti 2006. "0" anger värden under detektionsgränsen.

Område	Prov	pH	IC/Alk. mg/l	TOC mg/l	N-NO3 mg/l	TotN mg/l	TotP mg/l	Ca mg/l	Fe mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Na mg/l	Si mg/l
Ack/Inl	A1	7,38	22	14	0	0,55	0	43,6	0,07	1,2	1,3	0,02	4,5	3,6
Ack/Inl	Ia	7,35	20	18	0	1,70	0	39,4	0,36	1,5	1,1	0,43	3,7	3,5
Ack/Inl	Ib	7,00	22	20	0	3,41	0	42,1	0,37	1,7	1,2	0,73	3,2	4,9
Medelvärde:		7,24	22	17	0,00	1,89	0,00	41,7	0,26	1,5	1,2	0,39	3,8	4,0
Medefel:		0,12	1	2	0,00	0,83	0,00	1,2	0,10	0,1	0,1	0,21	0,4	0,4
B1/D	D1	3,74	0	105	0	3,51	0,12	1,2	0,07	1,3	0,6	0,09	1,9	0,6
B1/D	B1b	3,64	0	94	0	1,79	0,07	0,9	0,15	2,5	0,5	0,05	2,5	0,3
B1/D	B1c	3,67	0	108	0	2,26	0,10	1,3	0,12	2,5	0,8	0,07	2,6	0,4
(Medelv.):		3,68	0	102	0,00	2,52	0,10	1,1	0,11	2,1	0,6	0,07	2,3	0,4
(Medefel):		0,03	0	4	0,00	0,51	0,01	0,1	0,02	0,4	0,1	0,01	0,2	0,1
B2	B2a	5,72	0	66	0	2,62	0,06	17,7	1,29	1,6	0,8	0,22	3,8	1,3
B2	B2c	5,76	1	73	0	2,84	0,04	25,3	1,15	0,6	1,3	0,29	2,2	1,8
B2	B2d	5,84	1	93	0	4,06	0,24	21,8	0,40	3,5	0,9	0,12	5,9	2,1
Medelvärde:		5,77	0,5	78	0,00	3,17	0,11	21,6	0,95	1,9	1,0	0,21	4,0	1,7
Medefel:		0,02	0,05	5	0,00	0,26	0,04	1,3	0,16	0,5	0,1	0,03	0,6	0,1
Fur/Frb1	Fa	6,97	27	17	0	0,56	0	50,1	0,06	0,9	1,6	0,05	5,3	5,3
Fur/Frb1	Fb	7,11	27	17	0	0,61	0	49,9	0,10	1,6	1,7	0,12	5,9	5,5
Fur/Frb1	Fra	7,19	24	19	0	0,50	0	48,4	0,10	0,9	1,5	0,08	5,1	5,1
Fur/Frb1	Frb	7,51	27	17	0	0,49	0	52,5	0,09	0,9	1,5	0,10	5,2	5,0
Fur/Frb1	Frc	6,89	26	23	0	0,49	0	50,4	0,34	0,9	1,6	0,11	5,2	5,1
Fur/Frb1	Frd	7,45	24	14	0,10	0,46	0	43,7	0,25	1,2	1,7	0,14	5,5	5,0
Fur/Frb1	Fr	6,92	26	22	0	0,48	0	53,1	0,50	0,9	1,7	0,12	5,8	5,4
Medelvärde:		7,15	26	19	0,01	0,51	0,00	49,7	0,21	1,0	1,6	0,10	5,4	5,2
Medefel:		0,09	1	1	0,01	0,02	0,00	1,2	0,06	0,1	0,03	0,01	0,1	0,1
Frb2	I	7,35	20	18	0,39	0,96	0,01	34,4	2,67	1,6	2,1	0,10	6,9	5,8
Frb2	II	7,48	19	21	0,50	1,12	0	34,2	3,15	1,6	2,2	0,13	6,6	5,6
Frb2	III	7,79	32	33	0,21	1,33	0	59,6	0,60	2,2	2,1	0,03	6,3	4,7
Frb2	IIII	7,41	27	24	0,36	1,35	0	47,5	1,45	1,9	2,0	0,04	6,2	4,9
Frb2	IIIII	7,63	18	21	0,45	0,92	0	33,7	2,53	1,4	1,9	0,06	6,1	5,3
Medelvärde:		7,53	23	23	0,38	1,14	0,00	41,9	2,08	1,8	2,0	0,07	6,4	5,3
Medefel:		0,08	3	3	0,05	0,09	0,00	5,1	0,46	0,1	0,04	0,02	0,2	0,2